



LCA af Biovækst

Møller, Jacob

Publication date:
2012

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Møller, J. (2012). *LCA af Biovækst*. DTU Miljø. <http://karanoveren.dk/nyheder/lca-biovaekst-2012>

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

DTU MILJØ

LCA af Biovækst

Jacob Møller
2012

Indholdsfortegnelse

Forord	4
Resume	5
1 BAGGRUND	13
2 FORMÅL	15
3 METODE: AFGRÆNSNING OG UDFORMNING AF UNDERSØGELSEN	16
3.1 Afgrænsning	16
3.1.1 Den funktionelle enhed	16
3.1.2 Tidshorisont	16
3.1.3 Systemgrænser	17
3.1.4 Scenarier	18
3.1.5 Projektforudsætninger	18
3.2 Udformning	19
3.2.1 Konsekvens-LCA	19
3.2.2 Kriterier for udeladelse af data	19
3.2.3 Valg af påvirkningskategorier og ressourcer	20
3.2.4 EASEWASTE	23
3.2.5 Rapportformat	23
4 KORTLÆGNING AF LIVSCYKLUS OG AFFALDSFLOW	24
4.1 Affaldssammensætning og kildesortering	24
4.2 Beskrivelse af BioVækstanlægget	28
4.3 Måleprogram for Biovækstanlægget	28
4.4 LCI for Biovækstanlægget	29
4.4.1 Massebalance	31
4.4.2 Metanproduktion	34
4.4.3 Energiforbrug	34
4.4.4 Energiproduktion og emissioner fra biogasmotor	35
4.4.5 Emissioner fra komposteringsprocessen	36
4.4.6 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for Biovækstanlægget	38

4.5 Livscyklusopgørelse for udbringning af kompost på landbrugsjord	40
4.5.1 Validering af modellering af tungmetalindhold og andre stoffer i kompost	40
4.5.2 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for udbringning af kompost på landbrugsjord	41
4.6 Beskrivelse af EASEWASTE-modul for Biovækstanlægget	42
4.7 LCI for Forbrændingsanlægget	47
4.7.1 Energisubstitution	49
5 VURDERING AF POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER OG RESSOURCEFORBRUG I DE OPSTILLEDE SCENARIER	50
5.1 Totale potentielle miljøpåvirkninger	51
5.2 Ressourceforbrug	54
5.3 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på livscyklusfaser	56
5.3.1 BioVækstanlægget og udbringning af kompost	56
5.3.2 Vestforbrænding	60
6 FØLSOMHEDSANALYSER	64
6.1 Totale potentielle miljøpåvirkninger i følsomhedsscenarier	65
6.2 Potentielle miljøpåvirkninger i udvalgte følsomhedsscenarier opdelt på livscyklusfaser	69
6.2.1 Fjernvarmeproduktion	69
6.2.2 Øget biogasproduktion	71
6.2.3 Energirammebetingelser	73
7 KONKLUSIONER	75
7.1 Hovedscenarier – overordnede konklusioner	76
7.2 Hovedscenarier – delkonklusioner for de enkelte miljøpåvirkningskategorier	76
7.3 Følsomhedsanalyser	77
8 REFERENCER	80
Appendiks A: Kompostdeklaration	82

Forord

Nærværende rapport beskriver en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af behandling af kil-desorteret organisk dagrenovation på Biovækst's kombinerede biogas- og komposteringsanlæg. LCA'en blev udført af DTU Miljø for Biovækst A/S bestyrelse i perioden september 2010 til november 2011.

De grundlæggende data om Biovækstanlægget bygger på et måleprogram foretaget af Solum A/S. På baggrund af disse data blev LCA'en af Biovækstanlægget udført af DTU Miljø vha. LCA-modellen EASEWASTE, som er udviklet af DTU Miljø som værktøj til miljøvurderinger af affaldssystemer.

Projektet har været fulgt af Morten Brøgger og Bjarne Jørnsgård fra Solum A/S, som har leveret de anvendte data om Biovækstanlægget. Annette Hou Adrian fra Vestforbrænding I/S har deltaget i projektet som projektansvarlig over for Vestforbrænding I/S. Desuden har Lotte Fjeldsted fra KARA Noveren deltaget i projektmøder.

Jacob Møller fra DTU Miljø har udført miljøvurderingen og udarbejdet rapporten.

Januar 2012

Jacob Møller, DTU-Miljø

Resume

Baggrund

Denne rapport beskriver en livscyklusbaseret miljøvurdering vha. LCA-modellen EASEWASTE af to behandlingsmetoder for kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). De to behandlingsmetoder er hhv. biologisk behandling med produktion af biogas og kompost på BioVækstanlægget og affaldsforbrænding på Vestforbrænding. Modelleringen af BioVækstanlægget bygger på nye data fra et måleprogram udført i 2010-2011. Det er en indledende forudsætning for miljøvurderingen at fremstille en nyt EASEWASTE-modul, som beskriver BioVækstanlægget. På denne vis udgør nærværende rapport en opdatering af resultaterne i rapporten "LCA af dagrenovationssystemet i syv Nordsjællandske kommuner" fra 2008, som ligeledes modellerede behandling af KOD på BioVækstanlægget vha. et modul i EASEWASTE-databasen.

Formål, afgrænsning og udformning af undersøgelsen

Projektet udførtes i to faser med følgende formål:

1. *Opstilling af et opdateret BioVækst-modul i EASEWASTE på baggrund af data fra måleprogrammet.*
2. *Miljøvurdering af BioVækst-processen i forhold til forbrænding på Vestforbrænding, dvs. opgørelse og sammenligning af potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug i en række relevante miljøpåvirkningskategorier.*

Den funktionelle enhed dvs. den ydelse, som alle scenarier skal levere for at være sammenlignelige, defineredes som:

- *Behandling af 1 ton (våd vægt) forsorteret kildesorteret organisk affald.*

Indsamling af affald hos husstandene samt transport til anlæggene indgår ikke i miljøvurderingen, idet man har ønsket at fokusere på en direkte sammenligning af konkrete teknologier, i dette tilfælde biologisk behandling af 1 ton forsorteret kildesorteret affald på BioVækstanlægget i forhold til forbrænding på Vestforbrændings anlæg i Glostrup. Ved en generel sammenligning af tek-

nologier til biogasproduktion og forbrænding kunne man tænke sig andre alternative scenarier, som ikke er vurderet her.

Miljøvurderingen er fastlagt specifikt til 2010-2011. Mht. energisystemet, som forbrændingsanlægget indgår i, er det modelleret med den hensigt at beskrive situationen i københavnsområdet i perioden 2009-2011. Overordnet set er miljøvurderingen tidsfæstet til at gælde for perioden 2010 til 2020.

LCA-modelleringen er gennemført med LCA-modellen EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af op til 48 materialefraktioner i affaldet beregner EASEWASTE masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer. Hvor der sker materialegenanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemer for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASEWASTE integrerer miljøpåvirkninger over de første 100 år.

LCA'en blev udført ved at opstille to hovedscenarier samt en række sensitivitetsscenarier. Hovedscenarie 1 "Behandling af sorteret KOD på Biovækstanlægget" blev sammenlignet med hovedscenarie 2 "Forbrænding af KOD på Vestforbrænding". Det gøres opmærksom på, at der i det konkrete affaldsbehandlingssystem i realiteten ikke vil blive tale om forbrænding af organisk affald, som først er kildesorteret og derefter sorteret. Der er derimod tale om forbrænding af de samme materialefraktioner, som indgår i kildesorteret organisk dagrenovation (KOD), når det er blevet sorteret på Biovækstanlægget

Forbrændingsanlæggets energisubstitution modelleres efter principperne i en tidligere rapport, dog i en opdateret form. Udformningen af det komplicerede fjernvarmenet i Københavnsområdet har afgørende betydning for energisubstitutionen. Især har det negativ indflydelse på forbrændingsanlæggets miljøprofil, at fjernvarmen skubber varme fra modtryksanlæg ud, som derfor må sænke sin elproduktion; denne skal siden erstattes af marginal el.

Miljøvurderingen er udført som en konsekvens-LCA, hvilket betyder, at det er konsekvensen af ændringer i affaldssystemet, som modelleres. Et centralt element i udførelsen af konsekvens-LCA'er er anvendelsen af marginale teknologier. Den marginale teknologi, er den teknologi, der i sidste ende bliver påvirket af ændringen, dvs. den mest følsomme leverandør.

Kortlægning af livscyklus

For de teknologier, som indgår i miljøvurderingen, blev emissioner, energiforbrug og –produktion samt ressourceforbrug opgjort. Desuden fastlagdes flow af materialefraktioner og deres fysisk/kemiske sammensætning. Mht. KOD-sammensætningen blev den modelleret ved at angive en kildesorteringseffektivitet for de relevante materialefraktioner i affaldssammensætningen.

gen for dagrenovation. Der er dog blandt kommuner ikke helt enighed om hvilke materialefraktioner, der bør udsorteres som KOD, hvilket beskrives af Claus Petersen i ”Kvaliteten af indsamlet bioaffald” fra 2011. På baggrund af gennemsnitstal fra denne rapport konstrueredes materialefraktionssammensætningen af sorteret KOD. En konkret måling af sammensætningen af rejekt og sorteret KOD vil dog være ønskelig for at underbygge resultaterne.

BioVækstanlægget er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg, som hovedsagelig behandler bioaffald med oprindelse i kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Anlægget består af en modtagehal og et antal 600 m³ store procesmoduler med tilhørende biogasreaktor samt mekanisk udstyr til håndtering af affald og strukturmateriale. Ved ankomst til BioVækstanlægget sorteres bioaffaldet, idet plastposer åbnes og til en vis grad fjernes sammen med div. andre urenheder vha. en foderblander og lignende materiel.

Den kombinerede biologiske behandling indledes ved at affald iblandet strukturmateriale, hovedsageligt neddelte have- parkaffald, anbringes i procesmodulerne, hvorefter det under anaerobe forhold overrisles med vand. Her foregår syredannelse ved hydrolyse og fermentering. Perkolatet fra overrislingen udveksles med en procestank for biogasproduktion, dvs. metandannelse. Biogasprocessen foregår ved ca. 38 °C, dvs. processen er mesofil. Energi til opvarmning af procestanken tages fra gasmotorens overskudsvarme. Efter endt biogasproduktion initieres kompostering af affaldet ved at suge luft gennem procesmodulerne, mens udvekslingen af perkolat med procestanken stoppes. Under komposteringsprocessen ledes procesluften fra modulerne gennem et biofilter. Efter komposteringsfasen med aktiv beluftning i procesmodulerne flyttes kompostmaterialet i åbne miler til eftermodning.

Solum A/S udførte i perioden 2010-2011 et måleprogram på BioVækstanlægget. Hovedformålet var at kunne opstille energi- og massebalancer for anlægget herunder beskrivelse af alle faststofmassestrømme. Energibalancen fastlagdes ved at måle biogasproduktionen (CH₄ og CO₂) og gasmotorens elektricitet- og varmeproduktion. Desuden blev massestrømme af rejekt, materialer til genbrug og strukturmateriale fastlagt. Kvalitative parametre i affaldet blev målt på prøver udtaget på strategiske steder i behandlingsprocessen, hvor tørstofindhold og indholdet af bl.a. organisk kulstof, kvælstof og fosfor blev bestemt. Der stadig dog stadig parametre, som af tekniske og andre grunde ikke kan måles direkte, men må beregnes indirekte fra andre målinger eller fra litteraturværdier. Det drejer sig især om emissioner fra komposteringsprocessen.

BioVækstanlægget modelleres med nøgleparametre, som det fremgår af måleprogrammet. Dette indebærer bl.a., at ca. 56 % af metanpotentialiet i affaldet udnyttes, og at biogassen bliver udnyttet i en gasmotor på anlægget. Gasmotorens el- og varmeeffektivitet var hhv. 40,6 og 49,4 % af den nedre brændværdi af metangassen. Ifølge måleprogrammet på BioVækstanlægget udgjorde biogasproduktionen 80 Nm³/ton sorteret KOD. Da metan udgjorde 70 % af biogassen, var produktionen af metan derfor 56 Nm³/ton sorteret KOD.

Ammoniak frigøres i store mængder under den meget aktive komposteringsfase med beluftning, men tilstedeværelse af et biofilter gør, at den resulterende emission vil være lille. Det samlede N-tab under komposteringsprocessen beregnes som forskellen mellem N-indholdet i forsorteret KOD og N-indhold i komposten. Ammoniakfordampningen er beregnet under den forudsætning, at ammoniak, som passerer biofiltret, tilbageholdes med 98 % effektivitet. Det gøres opmærksom på, at dette tal ikke nødvendigvis gælder for BioVækstanlæggets biofilter.

Kompost produceret på Biovækstanlægget bliver anvendt som gødnings- og jordforbedringsmiddel på landbrugsjord. Miljøpåvirkninger fra brugen af kompost i form af emissioner, men også positive effekter som resultat af substitution af kunstgødning, blev inkluderet i livscyklusvurderingen. Beregning af næringsstoffdynamik og kulstoffdynamik samt de tilhørende emissioner fra landbrugssystemer ved brug af kompost og kunstgødning er meget kompliceret, og kræver brug af modeller specielt udviklet til simulering af jordbrugssystemer. Der blev hertil benyttet data fra en publikation, som beskriver simuleringer udført med agro-økosystemmodellen DAISY, der benyttes af KU LIFE på Københavns Universitet.

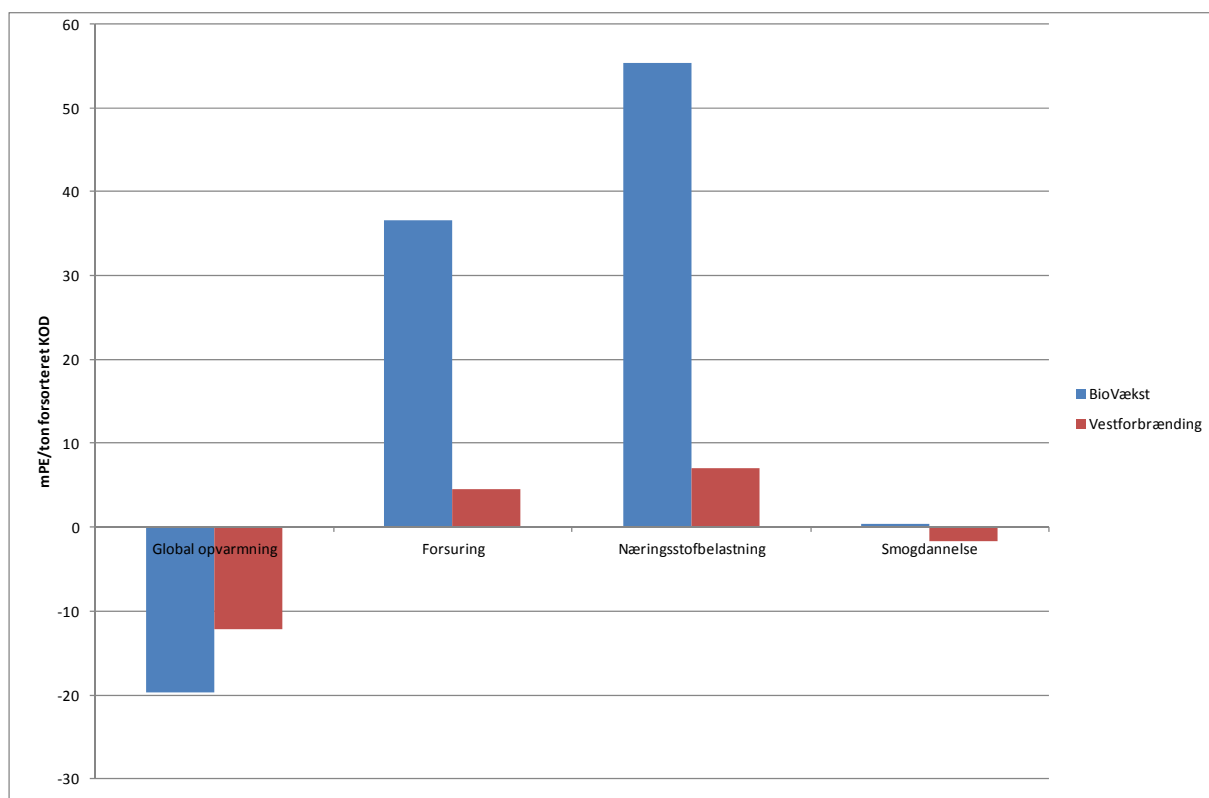
Vurdering af de potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug

De potentielle miljøpåvirkninger blev angivet i (milli)personækvivalent (mPE) per ton forsorteret KOD, idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Ressourceforbrug omregnes ligesom miljøpåvirkninger til en fælles enhed i form af en personreserve (PR eller mPR). Personreserven beskriver ressourceforbruget i forhold til den mængde en gennemsnitsperson samt dennes efterkommere råder over.

Ved fortolkning af resultaterne bør der lægges vægt på især to forhold: For det første kan størrelsen i personækvivalenter for to forskellige påvirkningskategorier kun sammenlignes indirekte, idet en større påvirkning i én kategori betyder, at miljøpåvirkningen udgør en procentvis større del af en gennemsnitspersons miljøpåvirkning i kategorien. Personækvivalenten siger dog ikke noget om vigtigheden kategorierne imellem. For det andet bør påvirkningskategorierne ikke tillægges samme vægt. De ikke-toksiske påvirkningskategorier, som der internationalt er konsensus om, bør vægtes højere end de toksiske påvirkningskategorier, som igen bør have forrang for de ”andre” kategorier, hvis udbredelse pt. er mere begrænset

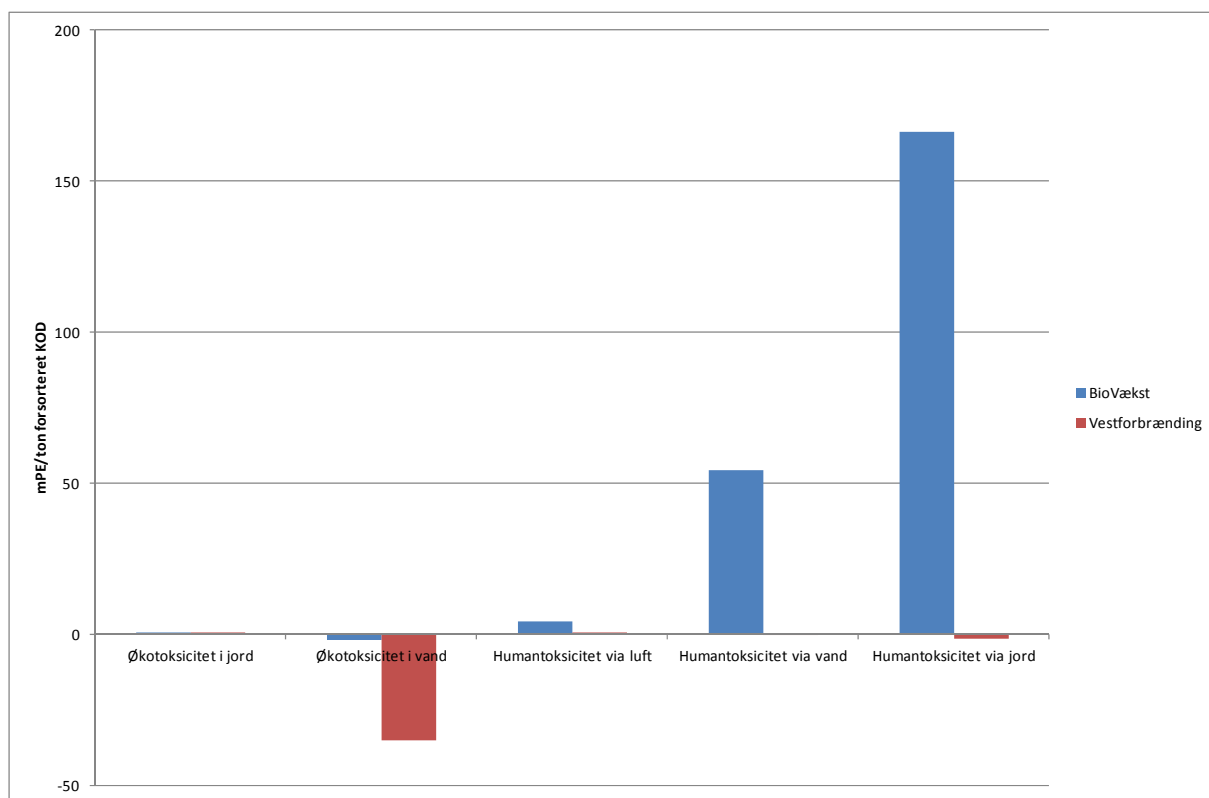
De potentielle miljøpåvirkninger bliver i rapporten vist på tre typer grafer med hhv. ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier - global opvarmning, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk smogdannelse og stratosfærisk ozonnedbrydning - toksiske kategorier - human toksicitet via luft, human toksicitet via jord, human toksicitet via vand og økotoksicitet i vand - og de ”andre” kategorier, som inkluderer lagret toksicitet og ødelagt grundvandsressource. Her i resumeet vises kun to af typerne. Numerisk negative værdier betegner undgåede miljøpåvirkninger, mens numerisk positive værdier betegner nettopåvirkninger af miljøet. I hver påvirkningskategori findes der to

søjler med potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD på BioVækstanlægget og på Vestforbrænding.



Figur 1. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD

Figur 1 viser hovedresultaterne for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier - global opvarmning, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk smogdannelse (stratosfærisk ozonnedbrydning er ikke medtaget, da den er forsvindende lille). Det ses, at BioVækstanlægget udviser større miljøbesparelser end Vestforbrænding mht. global opvarmning, hvorimod behandling af sorteret KOD på BioVækstanlægget resulterer i væsentlig større potentielle miljøbelastninger i forhold til forbrændingsanlægget i kategorierne forsuring og næringssaltbelastning.



Figur 2. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD

Figur 2 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD på hhv. BioVækstanlægget og Vestforbrænding. Der er en potentiel miljøbesparelse i kategorien økotoksicitet i vand ved behandling på Vestforbrænding, mens BioVækstanlægget udviser en potentiel miljøbelastning i de humantoksiske kategorier. Dette skyldes især tilstedeværelsen af arsen og andre stoffer i kompost – det skal dog kraftigt understreges, at komposten overholder alle grænseværdier.

Mht. ressourceforbrug havde BioVækstanlægget besparelser mht. kul og fosfor på ca. -2 mPR/ton sorteret KOD (beregning af besparelsen af fosfor-ressourcer er ikke inkluderet i den anvendte LCA-metode, som ligger til grund for EASEWASTE-modellen, men beregningsgrundlaget kan ses i rapporten). Kulbesparelsen skyldes BioVækstanlæggets produktion af elektricitet, som substituerer kulbaseret marginal elektricitet fra el-nettet. Mht. fosforbesparelsen skyldes den kompostens indhold af fosfor, som erstatter fremstilling af uorganisk fosforholdig gødning. Det bemærkes, at ressourcebesparelserne er små målt i absolutte værdier.

Følsomhedsanalyser

Følsomhedsanalyserne falder i tre dele: Først blev det undersøgt, i hvor høj grad det var muligt at forbedre BioVækstanlæggets miljøprofil ved at modellere en optimering af anlæggets drift, der inkluderede tilslutning af BioVækstanlæggets gasmotor til et fjernvarmenet, en udvidelse af biofiltret til at omfatte hele produktionsområdet samt en øget metanproduktion ved udnyttelse af en større andel af affaldets metanpotentiale.

Dernæst blev undersøgt, hvor stor potentiel miljøpåvirkning variation i et antal emissionsparametre på anlægget kunne afstedkomme. Her er der tale om emission af metan, lattergas og ammoniak, da disse stoffer vides at have stor indflydelse på adskillige potentielle miljøpåvirkningskategorier. Samtidig kan emissionerne af disse stoffer ikke måles direkte på anlægget, men må kvantificeres vha. indirekte metoder eller på grundlag af litteraturværdier, hvorfor de er behæftet med en vis usikkerhed.

Tilslut blev der udført følsomhedsanalyser med ændrede rammebetingelser for fjernvarmesystemet og udbringning af kompost

Overordnet set viste følsomhedsanalyserne, at miljøvurderingen er temmelig robust over for de undersøgte ændringer i forudsætningerne, idet rangordenen i de forskellige miljøpåvirkningskategorier kun ændrede sig i én kategori i forbindelse med en enkelt af følsomhedsanalyserne (forsuring i forbindelse med inddragelse af hele produktionsarealet under biofiltret). Det bør dog understreges, at flere af følsomhedsanalyserne medførte væsentlige ændringer i de potentielle miljøpåvirkninger uden direkte at ændre rangfølgen.

Overordnede konklusioner

- De potentielle miljøpåvirkninger ved behandling på BioVækstanlægget var -20, 37, 55, 54, 166 og 24 mPE per ton sorteret KOD for hhv. drivhuseffekt, forsuring, næringsstofbelastning, humantoksicitet via vand, humantoksicitet via jord og ødelagte grundvandsressourcer. I de resterende seks påvirkningskategorier var de potentielle miljøpåvirkninger små, mindre end 5 mPE/ton.
- De potentielle miljøpåvirkninger ved behandling på Vestforbrænding var -12, 7, -35, og 14 mPE/ ton sorteret KOD for hhv. drivhuseffekt, næringsstofbelastning, økotoksicitet i vand, humantoksicitet via vand og lagret økotoksicitet i vand. I de resterende otte påvirkningskategorier var de potentielle miljøpåvirkninger små, mindre end 5 mPE/ton.
- BioVækstanlægget var således miljømæssigt set bedre end forbrændingsanlægget i påvirkningskategorierne drivhuseffekt og lagret økotoksicitet i vand. I kategorierne forsuring, næringsstofbelastning, humantoksicitet via vand, humantoksicitet via jord, økotok-

sitet i vand og ødelagte grundvandsressourcer var forbrændingsanlægget miljømæssigt bedre end biologisk behandling på BioVækstanlægget.

- Da rangordenen mellem de sammenlignede teknologier skifter for de undersøgte miljøpåvirkningskategorier, og der ikke anvendes vægtning i rapporten, kan man ikke på dette grundlag udtale sig endegyldigt om, hvilken teknologi, der overordnet set er miljømæssigt bedst. Det er derfor op til brugerne af denne rapport at tillægge de enkelte miljøpåvirkningskategorier en relativ betydning og på det grundlag vælge den mest hensigtsmæssige løsning.

1 Baggrund

BioVækst's bestyrelse ønskede at DTU-Miljø udførte en miljøvurdering af BioVækst-processen set i forhold til forbrænding på Vestforbrændings anlæg i Glostrup.

DTU-Miljø har tidligere udført miljøvurderinger, hvor BioVækst indgik (LCA af dagrenovationssystemet i syv Nordsjællandske kommuner, 2007; Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer, 2008). Disse miljøvurderinger byggede på data fra en Miljøstyrelsesrapport samt oplysninger fra BioVækst fra 2005, men da BioVækst-konceptet på dette tidspunkt var nyt og uprøvet, var der på en række punkter ikke direkte målte data til rådighed. Miljøvurderingerne fra 2007 og 2008 bygger derfor på en del antagelser, som viste sig at have afgørende betydning for miljøvurderingens resultater (se rapporten fra 2007, afsnit 3.2.2 og 3.2.3 for en diskussion af det daværende datagrundlag). Det har været hensigten at afhjælpe dette problem med det udførte måleprogram på BioVækst, som efterfølgende har dannet grundlag for en miljøvurdering, som i altovervejende grad nu bygger på målte værdier.

Ligesom der i forhold til rapporten fra 2007 (LCA af dagrenovationssystemet i syv Nordsjællandske kommuner) er sket en væsentlig forbedring af datagrundlaget for Biovækstanlægget, er forståelsen af forbrændingsanlægs indpasning i fjernvarmesystemets betydning for vamesubstitutionen og dermed de miljømæssige fordele ved affaldsforbrænding øget i forhold til denne rapport. Dette forhold har væsentlig betydning for den miljømæssige sammenligning af biologisk affaldsbehandling og forbrænding.

Det første trin i miljøvurderingen var opstilling af et nyt BioVækst-modul i EASEWASTE. Dette kunne først initieres, da de endelige kvalitetssikrede data fra måleprogrammet forelå. Ud fra disse data blev der opstillet et Life Cycle Inventory (LCI) for BioVækst, som beskriver energi og materialeforbrug, emissioner ved BioVækst-processen (inkl. biogasproduktion) samt kvantificerer samtlige produkter (biogas, kompost, rejekt) per ton affald. Derefter blev det nye BioVækst-modul opstillet i EASEWASTE, hvorefter det blev valideret, at modelleringen afspejler de virkelige forhold på BioVækst.

DTU-Miljø blev, udover at udføre miljøvurderingen, bedt om at kvalitetssikre den endelige beskrivelse af måleprogrammet samt i det omfang det var hensigtsmæssigt at holde kontakt til BioVækst under måleprogrammets udførelse.

I rapporten er der en række konklusioner om biobehandling og forbrændings miljøprofil, som bygger på potentielle miljøpåvirkninger i de forskellige kategorier. Én teknologi er ikke bedst i samtlige miljøpåvirkningskategorier, således at denne teknologi overordnet kan anses for at være miljømæssigt bedst. Da resultaterne veksler mellem biologisk behandling og forbrænding i de forskellige påvirkningskategorier, bliver det diskuteret, hvilke kategorier der ifølge DTU-Miljø bør tillægges mest vægt, men det er ultimativt et holdningsspørgsmål, som læserne af rapporten selv skal tage stilling til.

Desuden fremgår, hvilke dele af BioVækst-processen samt hvilke parametre, der bidrager mest til såvel potentielle nettomiljøpåvirkninger som undgåede miljøpåvirkninger. Det fremgår også, hvor stor en effekt ændringer i parametre vil have på de potentielle miljøpåvirkninger. Rapporten indeholder derfor, udover

en miljøvurdering af biologisk affaldsbehandling kontra forbrænding, et katalog over proces- og andre parametre på BioVækst-anlægget med angivelse af mulige miljøpåvirkninger som følge af ændringer af disse parametre.

2 Formål

Som beskrevet ovenfor falder projektet naturligt i to faser med følgende formål:

3. *Opstilling af et opdateret BioVækst-modul i EASEWASTE på baggrund af data fra måleprogrammet.*
4. *Miljøvurdering af BioVækst-processen i forhold til forbrænding på Vestforbrænding, dvs. opgørelse og sammenligning af potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug i en række relevante miljøpåvirkningskategorier.*

I den første projektfase var formålet at opstille et nyt BioVækst-modul i EASEWASTE til afløsning af det gamle modul i databasen. Dette har, udover at fungere som grundlag for miljøvurderingen i punkt 2, også en selvstændig værdi, idet det nye BioVækst-modul kommer til at indgå i EASEWASTE-databasen som eksempel på et meget veldokumenteret kombineret anaerobt og aerobt biologisk behandlingsanlæg. Resultaterne fra første projektfase er til stor del beskrevet i kapitel 4 ”Kortlægning af livscyklus”, som ligger til grund for modellering af Biovækstmodulet i EASEWASTE.

Den anden projektfase, som er selve miljøvurderingen beskrevet i kapitel 5 og fremefter, indeholder en opstilling af potentielle miljøpåvirkninger i en række miljøpåvirkningskategorier for behandling af kildesorteret organisk dagrenovation på hhv. BioVækst og ved forbrænding på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg eksemplificeret ved Vestforbrænding. På baggrund af opgørelsen af potentielle miljøpåvirkninger blev de to teknologier rangordnet inden for de forskellige miljøpåvirkningskategorier. Desuden kunne de væsentligste miljøpåvirkningskategorier for de respektive teknologier samt de underliggende processer, som bidrager til miljøpåvirkningerne, identificeres. I tilknytning til dette blev der udført følsomhedsanalyser, for at undersøge miljøvurderingens robusthed over for ændringer af forskellige parametre, f.eks. indvirkning af biogasproduktionens størrelse på drivhuseffekten.

På den måde kan miljøvurderingen benyttes fremadrettet ved at indgå som en del af i grundlaget for BioVækst miljøledelse og derved forhåbentlig være til hjælp i forbindelse med prioritering af miljøindsatsen.

Det skal understreges, at der primært er tale om sammenligning af to konkrete anlæg, Vestforbrænding og BioVækst, i to konkrete situationer. Ved en generel sammenligning af teknologier til biogasproduktion og forbrænding kunne man tænke sig andre alternative scenarier, som ikke er vurderet her.

3 Metode: Afgrænsning og udformning af undersøgelsen

Nedenfor beskrives afgrænsning af miljøvurderingen mht. funktionel enhed, tidshorisont, systemgrænser samt hvilke scenarier, der blev opstillet. Miljøvurderingens udformning bestemmes af en række forhold, der beskrevet i sektion 3.2 heriblandt LCA-metodologien, som er ”konsekvens LCA”, og en beskrivelse af valg af miljøpåvirkningskategorier samt en kort beskrivelse af EASEWASTE-modellen, som er anvendt i miljøvurderingen.

3.1 Afgrænsning

3.1.1 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed dvs. den ydelse, som alle scenarier skal levere for at være sammenlignelige, defineredes som:

- *Behandling af 1 ton (våd vægt) forsorteret kildesorteret organisk affald.*

Det bemærkes her, at indsamling af affald hos husstandene samt transport til anlægget ikke indgår i miljøvurderingen, idet man fra opdragsgiverne side har ønsket at fokusere på en direkte sammenligning af konkrete teknologier, i dette tilfælde biologisk behandling af 1 ton kildesorteret affald på BioVækstanlægget i forhold til forbrænding på Vestforbrændings anlæg i Glostrup. Tidligere undersøgelser (”LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner”) har desuden vist at separat indsamling af kildesorteret organisk dagrenovation ikke spiller den store rolle miljømæssigt set i forhold til behandlingsdelen – selvom der kan have væsentlig betydning for affaldssystemets økonomi, men det indgår ikke i miljøvurderingen.

På sammen måde er der set bort fra eventuelle effekter på behandling af restaffaldet ved udsortering af den organiske del f.eks. øget brændværdi, som kan påvirke forbrændingsprocessen. Den funktionelle enhed beskriver således behandling af kildesorteret organisk dagrenovation isoleret fra resten af affaldssystemet – dette er gjort for at forenkle systemet.

3.1.2 Tidshorisont

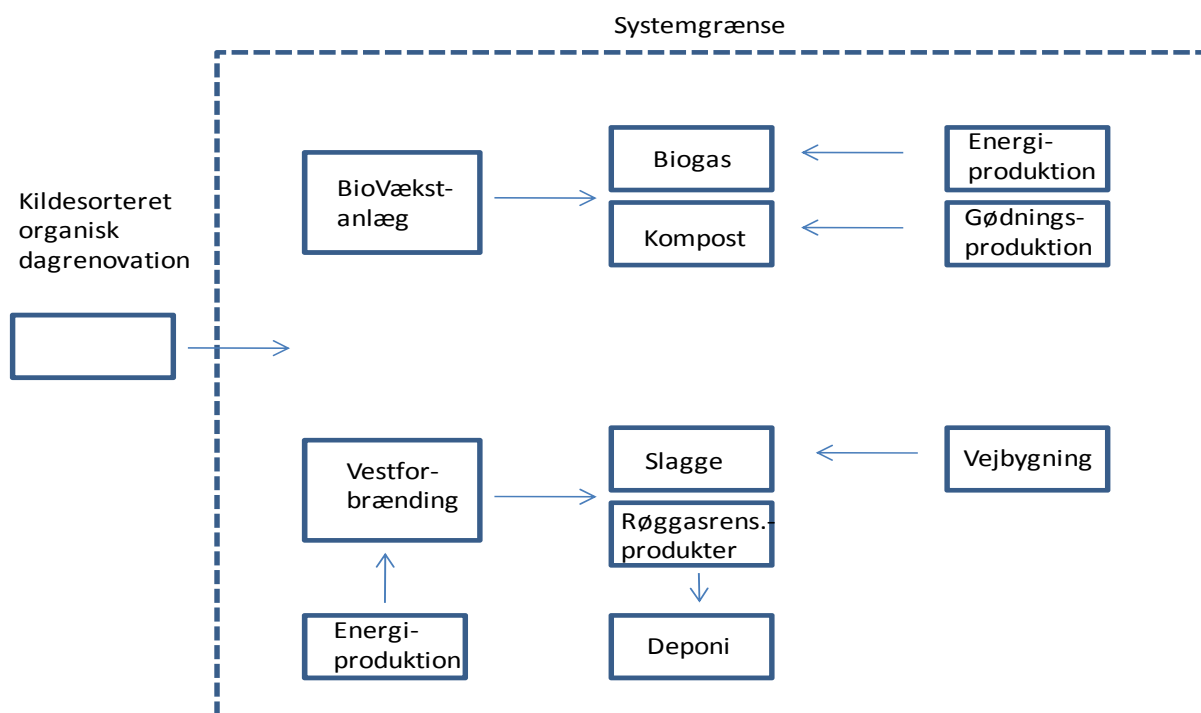
Miljøvurderingens er fastlagt specifikt til 2010-2011. Mht. energisystemet, som forbrændingsanlægget indgår i, er det modelleret med den hensigt at beskrive situationen i københavnsområdet i perioden 2009-2011. Overordnet set er miljøvurderingen tidsfæstet til at gælde for perioden 2010 til 2020.

3.1.3 Systemgrænser

Som nævnt i afsnittet om den funktionelle enhed beskæftiger miljøvurderingen sig ikke med, hvad der sker, før affaldet ankommer til behandlingsanlæggene – dette ligger uden for systemgrænsen. Figur 3-1 viser, hvilke processer, der ligger inden for systemgrænsen, samt hvilke udvekslinger med det omliggende baggrundssystem, der er medtaget i miljøvurderingen.

Energi- og ressourceforbrug til at drive samtlige behandlingsteknologier er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Indsamling og transport til anlæg er *ikke* inkluderet, men transport af restprodukter i form af kompost og slagge til hhv. landbrug og vejbygning/deponi er medtaget. Desuden er transport inkluderet i en række eksterne processer, som indgår i miljøvurderingen. Der er *ikke* inkluderet emissioner fra opførelse og nedrivning af anlæg, idet disse parametre vurderes at være mindre væsentlige for LCA'ens resultater. Desuden foreligger der ikke konkrete planer eller data for dette. Behandling af restprodukter fra forbrænding er inkluderet i miljøvurderingen og modelleres som hhv. behandling og deponi på Langøyaanlægget for røggasrensingsprodukter og deponi på en slaggelosseplads for slaggen. Det sidste skal simulere benyttelse af slaggen til vejbygningsformål, idet dette ikke kan modelleres direkte vha. EASEWASTE.

Systemets grænser udvides imidlertid for at kreditere systemet for de miljøbelastninger, der spares som følge af energisubstitution fra affaldsforbrænding og anvendelse af biogas samt sparet fremstilling af kunstgødning ved anvendelse af kompost på landbrugsjord.



Figur 3-1. Systemgrænser for miljøvurdering. Systemet er udvidet med baggrundspocesserne for energiproduktion, gødningsproduktion samt vejbygning, således at systemet krediteres for undgået produktion af disse enheder.

3.1.4 Scenarier

LCA'en blev udført ved at opstille to hovedscenarier samt en række sensitivitetsscenarier. Hovedscenarie 1 "Behandling af forsorteret KOD på Biovækstanlægget" blev sammenlignet med hovedscenarie 2 "Forbrænding af KOD på Vestforbrænding". Det gøres opmærksom på, at der i det konkrete affaldsbehandlingssystem i realiteten ikke vil blive tale om forbrænding af organisk affald, som først er kildesorteret og derefter forsorteret. Der er derimod tale om forbrænding af de samme materialefraktioner, som indgår i kildesorteret organisk dagrenovation (KOD), når det er blevet forsorteret på Biovækstanlægget, men for at gøre terminologien så simpel som muligt refereres der til hovedscenarie 2 som "Forbrænding af KOD på Vestforbrænding".

For at undersøge miljøvurderingens robusthed over for usikkerhed mht. bestemmelse af forudsætninger blev der foruden hovedscenarierne opstillet en række sensitivitetsscenarier, hvor forskellige forudsætninger blev ændret, og det vurderedes i hvor høj grad dette havde indflydelse på undersøgelsens konklusioner. Der er her tale om to forskellige typer usikkerheder; parameterusikkerhed og scenarieusikkerhed. Som eksempel på parameterusikkerhed kan nævnes størrelsen af emissionerne af ammoniak under efterkompostering af KOD på Biovækstanlægget. Scenarieusikkerhed kan f.eks. være associeret med interaktioner i affaldssystemet med det bagvedliggende system. Her kan et spørgsmål som "hvilken type energi substituerer affaldssystemets energiproduktion?" være af betydning. For en detaljeret gennemgang af resultaterne af de udførte sensitivitetsanalyser, se kapitel 6.

3.1.5 Projektforudsætninger

Det er vigtigt at understrege, at projektet bygger på et antal forudgående LCA-projekter, der omhandler forskellige aspekter af affaldssystemet. Der er bl.a. tale om forbrændingsteknologi samt biologisk behandling, som blev miljøvurderet i rapporterne "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer", "LCA af husholdningsaffaldssystemet i syv nordsjællandske kommuner" og "LCA-screening af ressourcescenarier i Vestforbrændings område".

Der har under arbejdet med projektet vist sig et antal projektforudsætninger, som er afgørende for miljøvurderingens resultater. Det drejer sig om teknologieffektivitet for de involverede teknologier, dvs. forbrændingsanlægget og det biologiske behandlingsanlæg. En teknologi, hvor det vides fra forudgående undersøgelser, at effektiviteten har afgørende betydning for resultatet, er Biovækstanlægget. Ny konkrete teknologitiltag mht. denne teknologi er medtaget, hvorimod mulige fremtidige forbedringer kun delvist indgår i følsomhedsberegninger.

Forbrændingsanlægget modelleres på basis af Vestforbrændings ovenlinje 5, som det blev gjort i rapporten "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer", men opdateret som beskrevet i rapporten "LCA-screening af ressourcescenarier i Vestforbrændings område." af Møller et al. (2010). Nøgleparametrene i form af energieffektivitet for hhv. elproduktion og varmeproduktion

er sat til 18 % og 78 % af den nedre brændværdi af forsorteret KOD. Forbrændingsanlæggets energisubstitution modelleres ligeledes efter principperne i ovennævnte rapport, dog i en opdateret form (Tonini & Astrup, 2011). Udformningen af det komplicerede fjernvarmenet i Københavnsområdet har afgørende betydning for energisubstitutionen. Især har det negativ indflydelse på forbrændingsanlæggets miljøprofil, at fjernvarmen skubber varme fra modtryksanlæg ud, som derfor må sænke sin elproduktion; denne skal siden erstattes af marginal el.

3.2 Udformning

3.2.1 Konsekvens-LCA

Miljøvurderingen er udført som en konsekvens-LCA, hvilket betyder, at det er konsekvensen af ændringer i affaldssystemet, som modelleres i modsætning til en såkaldt attributional LCA, som er en opgørelse af miljøeffekter i et ikke-forstyrret system. Vha. konsekvens-LCA kan man besvare spørgsmål som f.eks. ”hvad er den miljømæssige konsekvens af at forbedre metanudbyttet ved biologisk behandling eller, hvad er den miljømæssige konsekvens af at føre en større mængde affald til forbrænding?” Et centralt element i udførelsen af konsekvens LCA’er er anvendelsen af marginale teknologier. Den marginale teknologi, er den teknologi, der i sidste ende bliver påvirket af ændringen, dvs. den mest følsomme leverandør, se f.eks. Weidema et al. (1999) og Ekvall & Weidema (2004).

Der skelnes i princippet mellem to typer marginaler, en kortsigtet og en langsigtet. En kortsigtet marginal teknologi er en eksisterende teknologi, som justerer sin produktion efter efterspørgslen på markedet. En langsigtet marginal teknologi er den teknologi, der vil blive opført eller nedlagt som følge af ændringer i efterspørgslen på langt sigt. I virkeligheden vil de fleste ændringer have både kortsigtede og langsigtede konsekvenser, hvilket vil være tilfældet for et dynamisk system som energisystemet. En marginal, som beregnes baseret på både kort og langsigtede ændringer kaldes kompleks. Det kræver en detaljeret modellering af hele energisystemet - og ikke kun de teknologier, som indgår i den aktuelle livscyklusvurdering - at bestemme denne *komplekse* marginal, og det er ikke muligt at udføre inden for rammerne af EASEWASTE.

I nærværende rapport er der derfor bl.a. benyttet data fra en forudgående LCA-rapport ”Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer”, hvor energisystemet blev modelleret for sig og data efterfølgende benyttet i EASEWASTE.

3.2.2 Kriterier for udeladelse af data

Der er række punkter, hvor data sandsynligvis kunne fremskaffes eller i hvert fald ville kunne modelleres vha. EASEWASTE, men hvor det skønnedes at inkludering af disse punkter ikke

ville bidrage væsentligt til at kvalificere miljøvurderingen yderligere, hvorimod en udeladelse i høj grad ville simplificere scenarierne. Det drejer sig om følgende punkter:

- Indsamling af KOD
- Transport af KOD til behandlingsanlæg
- Forbrænding af rejekt fra forsortering på BioVækstanlægget
- Forbrænding af rejekt fra sigtning af kompost
- Genanvendelse af metal fra sigtning af kompost

Sammenfattende kan det siges, at de potentielle miljøpåvirkninger stort set er de samme i de to hovedscenarier, hvorfor de kan udelades. Dette gælder for de nævnte punkter undtaget indsamling af KOD, som kun sker i hovedscenarie 1 ”Behandling af forsorteret KOD på BioVækstanlægget”, men potentielle miljøpåvirkninger fra indsamling spiller normalt en mindre rolle i miljøvurderinger af affaldssystemer.

Det kan nævnes, at rejekt fra BioVækstanlægget har en markant højere brændværdi end normalt husholdningsaffald, hvilket som brændsel betragtet er positivt, men da Vestforbrænding ikke er dimensioneret til dette ville effekten teoretisk være, at Vestforbrænding ikke kan forbrænde det. I praksis er mængden imidlertid så lille, at rejektet blot blandes med andet affald, hvorved brændværdien kommer til at ligge inden for det acceptable område.

3.2.3 Valg af påvirkningskategorier og ressourcer

Alle emissioner, der bidrager til en påvirkningskategori, adderes vægtet i forhold til deres belastning og emissionens størrelse og gives samme enhed, som vist i tabel 3-1. De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE) eller millipersonækvivalent (mPE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 3-1 viser de anvendte normaliseringsfaktorer, som benyttes til omregning til personækvivalenter. Ved normalisering bliver man i stand til at afgøre i hvilke påvirkningskategorier systemet bidrager mest set i forhold til samfundets samlede miljøpåvirkninger, men der bliver ikke taget stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. Man kan derfor ikke ved at optælle, i hvor mange kategorier ét alternativ er bedre end et andet, afgøre hvilket alternativ, der overordnet er bedst.

Tabel 3-1. De valgte miljøpåvirkningskategorier fra UMIP-metoden

Potentielle miljøeffekter	Enhed	Vigtige stoffer, som bidrager til miljøeffekt	Personækvivalent-enhed/person per år (normaliseringsreference)
Drivhuseffekt	kg CO ₂ -ækv.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO	8700
Forsuring	kg SO ₂ -ækv.	SO ₂ , NO _x , NH ₃	74
Næringssaltbelastning	kg NO ₃ -ækv.	NO ₃ , NO _x , NH ₃ , PO ₄	119
Fotokemisk ozondannelse (smog)	kg C ₂ H ₄ -ækv.	VOC	25
Økotoksicitet i vand	m ³ vand	PAH, Tungmetaller	3,52* 10 ⁵
Økotoksicitet i jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	9,64* 10 ⁵
Human toksicitet via luft	m ³ luft	VOC	6,09 * 10 ¹⁰
Human toksicitet via vand	m ³ vand	Tungmetaller, Dioxin	5,22* 10 ⁴
Human toksicitet via jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	127
Ødelagte grundvandsressourcer	m ³ vand	NO ₃	2700

Ressourceforbruget er også opgjort i dette projekt. For alle ressourcer gælder det, at massen af de rene materialer opgøres. Ressourceforbrug omregnes ligesom miljøpåvirkninger til en fælles enhed i form af en personreserve (PR eller mPR), hvor det faktiske forbrug vægtes i forhold til forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer. Personreserven beskriver således ressourceforbruget i forhold til den mængde en gennemsnitsperson samt dennes efterkommere råder over. Vægtningssreferencer for de ressourcer, som er opgjort i projektet, er vist i tabel 3-2.

Tabel 3-2. Vægtningsfaktorer for ressourceforbrug i EDIP-metoden. For fosfor dog beregnet særskilt af DTU til denne rapport

	Produktion ton/år	Reserve ton	Normalise- ringsreference kg/pers/år	Forsynings- horisont år	Vægtnings- faktor år-1	Kilde
Jern	625 000 000	80 000 000 000	97,9	128,00	0,00781	1
Nikkel	1 400 000	62 000 000	0,22	44,29	0,02260	1
Mangan	11 000 000	380 000 000	1,72	34,55	0,02890	1
Krom	5 300 000	250 000 000	0,83	47,17	0,02120	1
Stenkul			602	124,38	0,00804	2,3,4
Uran			0,006	98,04	0,01020	5
Kobber	14 500 000	470 000 000	2,27	32,41	0,03090	1
Naturgas	2 261 000 000	151 000 000 000	353	66,78	0,01500	2
Råolie	3 867 900 000	161 900 000 000	604	41,86	0,02390	2
Zink	9 100 000	220 000 000	1,42	24,18	0,04140	1
Aluminium	28 900 000	4 260 000 000	4,52	147,40	0,00678	1
Brunkul			264	254,45	0,00393	2,3,4
Fosfor	20 000 000	2.358E+9	28	117,90	0,00848	6

Kilder:

/1/ Mineral Commodity Summaries 2005. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey (USGS):

<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2005/mcs2005.pdf>

/2/ BP Statistical Review of World Energy June 2005. "Putting energy in the spotlight":

http://www.bp.com/liveassets/bp_internet/globalbp/globalbp_uk_english/publications/energy_reviews_2005/STAGI/NG/local_assets/downloads/pdf/statistical_review_of_world_energy_full_report_2005.pdf

/3/ Wenzel H, Hauschild M, Alting L (1997). Environmental Assessment of Products, Vol. 1. First edn. Chapman & Hall, London, Great Britain.

/4/ Annual Energy Review 2003 (EIA): <http://www.eia.doe.gov/aer/pdf/aer.pdf>

/5/ AIEA/IAEA/OECD (2004). Uranium 2003. Resources, Production and Demand. "Red Book":

<http://www1.oecd.org/publications/e-book/6604081E.PDF>

/6/ Beregnet i denne rapport fra <http://phosphorusfutures.net/peak-phosphorus>. Vægtningsfaktoren for fosfor er ikke inkluderet i EDIP-metoden

3.2.4 EASEWASTE

LCA-modelleringen er gennemført med LCA-modellen EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af op til 48 materialefraktioner i affaldet beregner EASEWASTE masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASEWASTE omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeoparbejdningsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg, anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energiudnyttelse samt materialeudnyttelse. Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i deponi, ved industriel materialegenanvendelse, udspredd på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller ved materialeudnyttelse, f.eks. som slagge i veje. Hvor der sker materialegenanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemer for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASEWASTE integrerer miljøpåvirkninger over de første 100 år; dette er den tidsperiode, som miljøvurderingen dækker. EASEWASTE indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. EASEWASTE-modellen er nærmere beskrevet i Kirkeby et al. (2006).

3.2.5 Rapportformat

Der er som udgangspunkt tale om en LCA, der er beregnet til offentliggørelse. Under alle omstændigheder følger rapporten ikke ISO-standarden på alle punkter, idet f.eks. ikke alle standardens krav til dokumentation opfyldt. Når det er sagt, gøres det opmærksom på, at datakvaliteten i rapporten er meget høj, idet data bygger på meget indgående undersøgelser foretaget af BioVækst. Desuden er principperne i ISO-standarden så vidt muligt fulgt ved modellering og afrapportering.

Det skønnes derfor, at hvis en af BioVækst's partnere et senere tidspunkt skulle ønske at offentliggøre rapporten i et format, som følger ISO-standarden mere konsekvent, vil det kunne lade sig gøre ved at udarbejde en grundig bilagsrapport samt lade rapporten gennemgå peer review af en uafhængig LCA-ekspert.

4 Kortlægning af livscyklus og affaldsflow

Kortlægning af livscyklus for et affaldsbehandlingssystem, dvs. opstilling af en livscyklusopgørelse (LCI), indebærer i princippet, at der udarbejdes en liste over samtlige emissioner, der er forbundet med affaldsbehandling i det pågældende system. I LCA'er om affaldsbehandling er affaldssammensætningen ofte vigtige for konklusionerne, da brændværdi og metanpotentiale afhænger heraf. Derfor er beskrivelse af affaldssammensætningen inkluderet i begyndelsen af dette kapitel, selvom der i dette tilfælde ikke er tale om opgørelse af emissioner.

Der er i denne LCA tale om et ret begrænset antal teknologier, idet indsamling og transport til behandlingsanlæg samt genvinding af papir, glas og metal og andre materialefraktioner ikke indgår. Fokus er på Biovækstanlægget og forbrændingsanlægget, men i disse teknologier indgår en række underprocesser f.eks. produktion af hjælpestoffer til forbrændingsprocessen, og produktion af dieselolie til intern transport og sortering på behandlingsanlæggene. For Biovækstanlægget er miljøkonsekvenserne af anvendelse af kompost på landbrugsjord også af stor betydning. Derudover er de processer, som substitueres af energiproduktionen fra anlæggene, vigtige. Rationalet for valg af processer vil kort blive beskrevet i det følgende, mens der henvises til EASEWASTE-databasen for en mere fuldstændig dokumentation.

4.1 Affaldssammensætning og kildesortering

I denne rapport består affaldet, som behandles på BioVækstanlægget og forbrændingsanlægget, af (forsortet) kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). KOD fremkommer som navnet siger, ved kildesortering af dagrenovation. Sammensætningen af dagrenovation er således basis for den fysisk/kemiske sammensætning samt fordelingen af materialefraktioner i KOD. I andre sammenhænge benyttes betegnelsen "bioaffald" om kildesorteret organisk dagrenovation, selvom bioaffald også kan stamme fra andre affaldstyper end dagrenovation. I nærværende rapport anvendes KOD og bioaffald som synonyme for det affald, der behandles på BioVækstanlægget eller forbrændes. Det skal dog bemærkes, at der ikke er udført analyser af den kemiske sammensætning af det specifikke affald, der tilføres anlægget og heller ikke af rejektet.

Affaldssammensætning i EASEWASTE-databasen består af den relative procentuelle vådvægtsfordeling af 48 materialefraktioner herunder f.eks. "animalsk madspild", "træ", "avispapir" og "juicekartoner". For hver af disse materialefraktioner findes der i EASEWASTE-databasen - baseret på tidligere undersøgelser af sammensætning af dagrenovation (Petersen & Domela, 2003) - data for op til 39 forskellige fysisk/kemiske parametre bl.a. vandindhold, brændværdi,

indhold af fossilt kulstof og tungmetalindhold. En affaldssammensætning i EASEWASTE-databasen består således af en matrix med 48 rækker og op til 39 søjler, som f.eks. kan anvendes til at kvantificere størrelsen af forskellige parametre per ton affald, men også til at kvantificere bidraget fra de enkelte materialefraktioner, hvilket er af afgørende betydning for at kunne modellere miljøkonsekvenser af forskellige sorteringsstrategier. Som eksempler på parametre, der har stor betydning for modellering af kompostering og affaldsforbrænding, kan nævnes hhv. metanpotentialitet og den nedre brændværdi samt emissionsfaktorerne for fossilt CO₂. Tabel 4-1 viser karakteristika for dagrenovationen, som indgår i modelleringen. Der er angivet de vigtigste overordnede materialefraktioner, som dagrenovation indeholder. Desuden er der angivet, hvilke undersøgelser, der ligger til grund for modelleringen af dagrenovation.

Tabel 4-1. Affaldssammensætning af dagrenovation

Navn i EASE-WASTE-database	Vigtige bestandele	Datagrundlag for modellering af 48 EASEWASTE-fraktioner
Household waste (average), DK, 2005.	madspild papir plast pap glas metal	Sortering af dagrenovation i materialefraktioner (Petersen & Domela, 2003). Data aggregeret til 48 materialefraktioner og fysisk/kemiske parametre bestemt af DTU-miljø (f.eks. Riber et al. 2009)

Det bemærkes, at EASEWASTE-affaldssammensætningen er fra 2005; der er således ikke anvendt den opdaterede affaldssammensætning, der er beskrevet i "LCA-screening af ressourcescenarier i Vestforbrændings område". Dette skyldes, at affaldssammensætningen i "LCA-screening af ressourcescenarier i Vestforbrændings område" er fremskrevet til 2020, hvorimod nærværende rapport omhandler affaldsbehandling i 2010-2011. Ydermere bygger begge affaldssammensætninger på det i Tabel 4-1 angivne datagrundlag mht. fysisk/kemisk sammensætning - det er kun den relative fordeling af materialefraktioner, der adskiller de to affaldssammensætninger.

KOD-sammensætningen findes ved at angive en kildesorteringseffektivitet for de relevante materialefraktioner i affaldssammensætningen for dagrenovation. Der er dog blandt kommunerne ikke helt enighed om hvilke materialefraktioner, der bør udsorteres som KOD, hvilket beskrives af Claus Petersen i "Kvaliteten af indsamlet bioaffald" fra 2011. Rapporten bygger på affaldsanalyser af kildesorteret organisk dagrenovation i otte kommuner tilknyttet Vestforbrænding, som indsamler affald til biologisk behandling. Affaldet blev sorteret i "bioaffald" og "fejlsorteringer" bestående af plastic, metal etc. I tabel 4-2 er vist de materialefraktioner, som kan indgå i KOD. Animalsk madaffald, vegetabilsk madaffald, aftøringspapir og blomsteraffald indgår i samtlige kommuners sorteringsvejledninger til borgerne, mens døde dyr og ekskrementer samt kattegrus, som ligeledes indeholder organisk materiale, betragtes som forureninger, dvs. fejlsorteringer. For

hver materialefraktion i KOD-affaldet identificeredes den tilsvarende materialefraktion i EASEWASTE-databasen – i dette tilfælde i affaldssammensætningen af dansk husholdningsaffald fra 2005 - og den fysisk/kemiske sammensætning af forsorteret KOD fastlægges under antagelse af, at data fra EASEWASTE-databasen ligeledes gælder for KOD på BioVækstanlægget.

Som det ses af Tabel 4-2, er der ikke fuld overensstemmelse mellem sorteringsfraktioner benyttet ved affaldsanalyserne i de otte kommuner og i EASEWASTE-databasen: ”buketter” og ”nedfaldsfrugt” findes ikke som selvstændige materialefraktioner i EASEWASTE, men samles under betegnelsen ”Yard waste, flowers”. På same måde er der for andre materialefraktioner benytter den fraktion i EASEWASTE-databasen, som må antages at ligne fraktionen fra affaldsanalysen mest muligt.

Afslutningsvis skal nævnes et metodemæssigt problem: Mængden af materialefraktionen ”kattegrus” er ubetydelige og udgør under 2 % af dagrenovationen, men kattegrus udgør et problem i forhold til EDIP-metoden – den LCA-metode, som benyttes i forbindelse med EASEWASTE – idet flere toksiske miljøpåvirkningskategorier belastes uhensigtsmæssigt af jernindholdet i kattegrus. Ler med højt jernindhold (moler) er en vigtig bestanddel af kattegrus; dette jern er på en for miljøet ufarlig form, men dette tager EDIP-metoden ikke hensyn til, hvorfor der vil optræde store potentielle toksiske effekter i jordmiljøet ved udspredning af materialer (kompost) med et indhold af kattegrus. Materialefraktionen kattegrus er derfor udeladt i sammensætningen af forsorteret KOD.

Tabel 4-2. Fordeling af materialefraktioner i KOD/bioaffald.

	Sammensætning af bioaffald/KOD	Gennemsnitlig fordeling af materialefraktion (%) ¹	Korresponderende EASEWASTE-fraktioner	Fordeling af materialefraktion i forsorteret KOD (%) ²
Materialefraktioner ifølge sorteringsvejledning	Vegetabilsk madaffald	83,3	Vegetable food waste	49,5
	Animalsk madaffald		Animal food waste	15,7
	Buketter		Yard waste, flowers	5,6
	Nedfaldsfrugt			
	Støbepap		Paper and cardboard containers	7,3
	Køkkenrullepapir		Kitchen towels	5,2
Fejlsorteringer	Kattegrus inkl. hundekskremer, strøelse og døde kæledyr	2,6	Cat soil ³	-
			Animal excrements and bedding	2,6
	Haveaffald inkl. jord og pottedplanter	7,0	Yard waste, flowers ⁴	7,0
	Bleer	0,9	Daipers	0,9
	Papir og pap	1,5	Dirty paper	1,5
	Plast	2,0	Non-recyclable plastic	2,0
	Glas	0,2	Other glass	0,2
	Metal	0,3	Other metal	0,3
	Andet affald	2,2	Other non-combustibles	2,2
Total		100		100

¹Gennemsnit fra 8 kommuner med kildesortering af bioaffald. Fra Petersen (2011).

²Beregnet ud fra tallene i kolonne 3. Fordeling af korrekt sorterede fraktioner har samme relative fordeling, som findes i dansk husholdningsaffald fra 2005 (se EASEWASTE-database), og udgør tilsammen 83,3 % af forsorteret KOD

³Kattegrus er ikke medtaget i affaldssammensætningen (se ovenfor), men er i stedet repræsenteret af EASEWASTE-fraktionen "Animal excrements and bedding"

⁴Denne fraktion antages at have samme fysisk/kemiske sammensætning som buketter og nedfaldsfrugt

4.2 Beskrivelse af BioVækstanlægget

BioVækstanlægget er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg, som hovedsagelig behandler bioaffald med oprindelse i kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Anlægget består af en modtagehal og et antal 600 m³ store procesmoduler med tilhørende biogasreaktor samt mekanisk udstyr til håndtering af affald og strukturmateriale.

Ved ankomst til BioVækstanlægget forsorteres bioaffaldet, idet plastposer åbnes og til en vis grad fjernes sammen med div. andre urenheder vha. en foderblander og lignende materiel.

Den kombinerede biologiske behandling indledes ved at affald iblandet strukturmateriale, hovedsageligt neddelt have- parkaffald, anbringes i procesmodulerne, hvorefter det under anaerobe forhold overrisles med vand. Her foregår syredannelse ved hydrolyse og fermentering. Perkolatet fra overrislingen udveksles med en procestank for biogasproduktion, dvs. metandannelse. Biogasprocessen foregår ved ca. 38 °C, dvs. processen er mesofil. Energi til opvarmning af procestanken tages fra gasmotorens overskudsvarme. Efter endt biogasproduktion initieres kompostering af affaldet ved at suge luft gennem procesmodulerne, mens udvekslingen af perkolat med procestanken stoppes. Under komposteringsprocessen ledes procesluften fra modulerne gennem et biofilter. Efter komposteringsfasen med aktiv beluftning i procesmodulerne flyttes kompostmaterialet i åbne miler til eftermodning. En mere detaljeret beskrivelse af systemet findes i Kjellberg et al. (2005).

4.3 Måleprogram for Biovækstanlægget

I modsætning til 2007-rapporten (Møller & Christensen, 2007) bygger nærværende rapport på data fra et omfattende måleprogram udført af Solum A/S, hvori der også indgår data for biogasproduktion. Direkte målte data for biogasproduktion har manglet i datagrundlaget for tidligere miljøvurderinger, hvor BioVækst-anlægget har indgået, og denne meget væsentlige parameter blev i stedet estimeret ud fra laboratorieforsøg samt den tilgængelige litteratur om biogaspotentialer fra kildesorteret organisk affald. Det var derfor en vigtig del af det nye måleprogram at afhjælpe denne mangel.

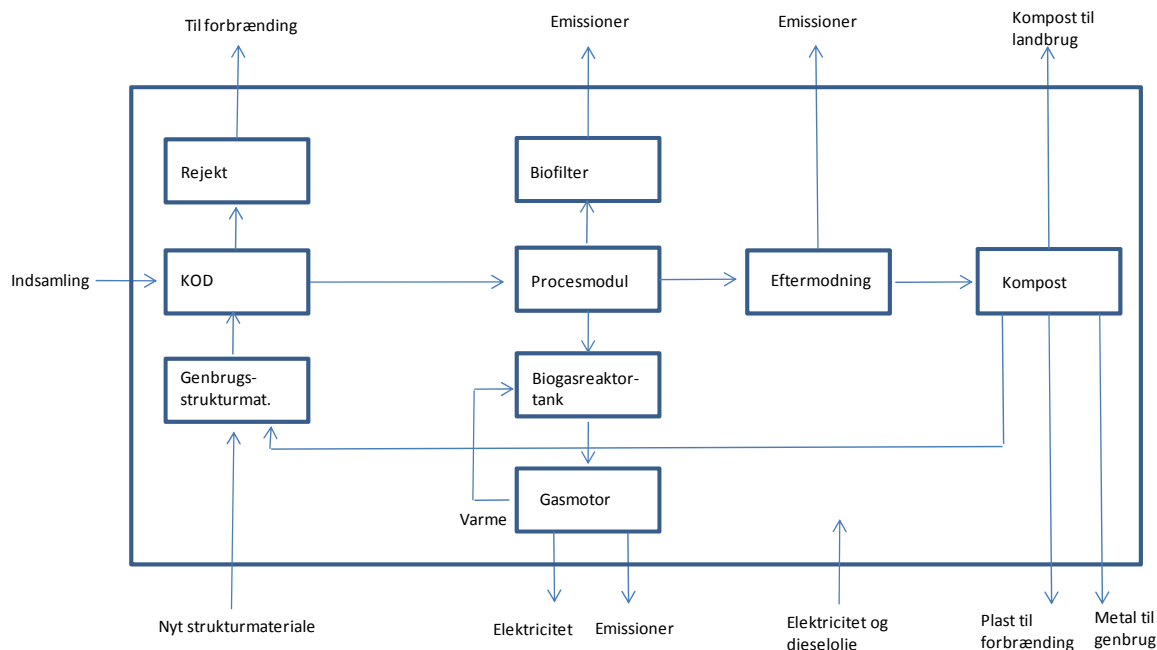
Hovedformålet med måleprogrammet var at kunne opstille energi- og massebalancer for anlægget herunder beskrivelse af alle faststofmassestrømme. Energibalancen fastlagdes ved at måle biogasproduktionen (CH₄ og CO₂) og gasmotorens elektricitet- og varmeproduktion. Desuden måltes dieselforbrug samt elektricitetsforbrug internt på anlægget til pumper, lys, opvarmning etc. Massebalancen fastlagdes vha. vejning af indkommet affald og rejekt, og vejning af affaldet efter den indledende biogasproduktion samt vejning af den producerede kompost. Desuden blev massestrømme af rejekt, materialer til genbrug og strukturmateriale fastlagt. Kvalitative parametre i

affaldet blev målt på prøver udtaget på strategiske steder i behandlingsprocessen, hvor tørstofindhold og indholdet af bl.a. organisk kulstof, kvælstof og fosfor blev bestemt.

Selv om der således med det nye måleprogram er bragt klarhed over biogasproduktionen, er der stadig parametre, som af tekniske og andre grunde ikke kan måles direkte, men må beregnes indirekte fra andre målinger eller fra litteraturværdier. Det drejer sig især om emissioner fra komposteringsprocessen, som ikke kan måles direkte ved simple metoder, men kræver brug af højt specialiseret udstyr anvendt over lange sammenhængende perioder. Da dette ikke har været muligt af tidsmæssige og økonomiske årsager, estimeres emissioner af NH_3 , CH_4 og N_2O ud fra data om de samlede tab af kvælstof og kulstof set i relation til emissionsfaktorer fra den videnskabelige litteratur og andre kilder.

4.4 LCI for Biovækstanlægget

LCI'en, dvs. Life Cycle Inventory (på dansk livscyklusopgørelsen), beskriver systemets samlede interaktion med omverdenen per tons forsorteret KOD. Dette opgøres i form af emissioner, energi- og ressourceforbrug samt energiproduktion og produktion af materialer. Materialer består her af kompost, rejekt bestående af plastic og andre urenheder samt metal til genanvendelse. En principskitse af BioVækstanlægget er vist på figur 4-1. Den fuldt optrukne linje viser grænsen mellem selve anlægget og det omliggende system. Interaktionerne inkluderer emissioner fra flere forskellige processer og desuden energi- og materialestrømme.



Figur 4-1. Principskitse af Biovækstanlægget med anlæggets udvekslinger af energi og materialer med omgivelserne. (KOD: Kildesorteret organisk dagrenovation).

Som beskrevet i afsnit 3.1.1 "Den funktionelle enhed" beregnes miljøpåvirkninger i alle scenarier i forhold til 1 ton forsorteret kildesorteret organisk affald. Det er vigtigt at understrege, at der ved forsorteringen udtages 300 kg rejekt til forbrænding per ton KOD, som behandles biologisk på anlægget. For at simplificere LCA-beregningerne indgår den videre behandling af rejektet ikke i miljøvurderingen. Rationalet for dette er, at rejektet under alle omstændigheder vil ende i forbrændingsanlægget, hvorved miljøpåvirkningerne vil blive de samme i scenarier med biologisk behandling og direkte forbrænding og derved kan udelades. I fald BioVækstanlægget i anden sammenhæng skulle sammenlignes med alternative behandlingsformer, som ikke inkluderer forbrænding af rejektet, kan denne tilgang ikke benyttes, og den funktionelle enhed måtte ændres for at sikre ligeværdige scenarier. Energiforbruget til forsortering indgår dog i miljøvurderingen, da der ikke ville være tale om forsortering i en ren forbrændingsløsning.

Det samme argument gør sig gældende mht. at udelade potentielle miljøpåvirkninger ved forbrænding af plasticrejektet fra behandling af den færdige kompost – denne materialefraktion vil under alle omstændigheder ende i forbrændingsanlægget. Mht. til metalgenanvendelse af rejektet fra den færdige kompost stiller det sig således, at metal ligeledes udsorteres af forbrændingsanlæggets slagge. Sorteringseffektiviteten er dog sikkert noget mindre fra slaggen i forhold til udsortering fra kompost, men det vurderes, at der er tale om så små mængder metal, at dette forhold ikke spiller nogen rolle, hvorved behandling af denne massestrøm kan udelades fra miljøvurderingen.

Det gøres i den forbindelse opmærksom på, at varme produceret af biogasmotoren ikke på nuværende tidspunkt eksporteres, men udelukkende benyttes internt på anlægget til opvarmning af biogasreaktoren. Dette kan lade sig gøre pga. gasmotorens beskedne størrelse som – i modsætning til et forbrændingsanlæg – tillader tilstrækkelig køling uden at være tilsluttet et fjernvarmenet, hvilket faktisk kan være miljømæssigt fordelagtig, da man undgår de negative effekter af varmesubstitution i Københavnsområdet. Der henvises til følsomhedsanalysen, hvor der er antaget at BioVækstanlæggets varmeproduktion kan tilsluttes et fjernvarmenet, for en nærmere diskussion af konsekvenser heraf.

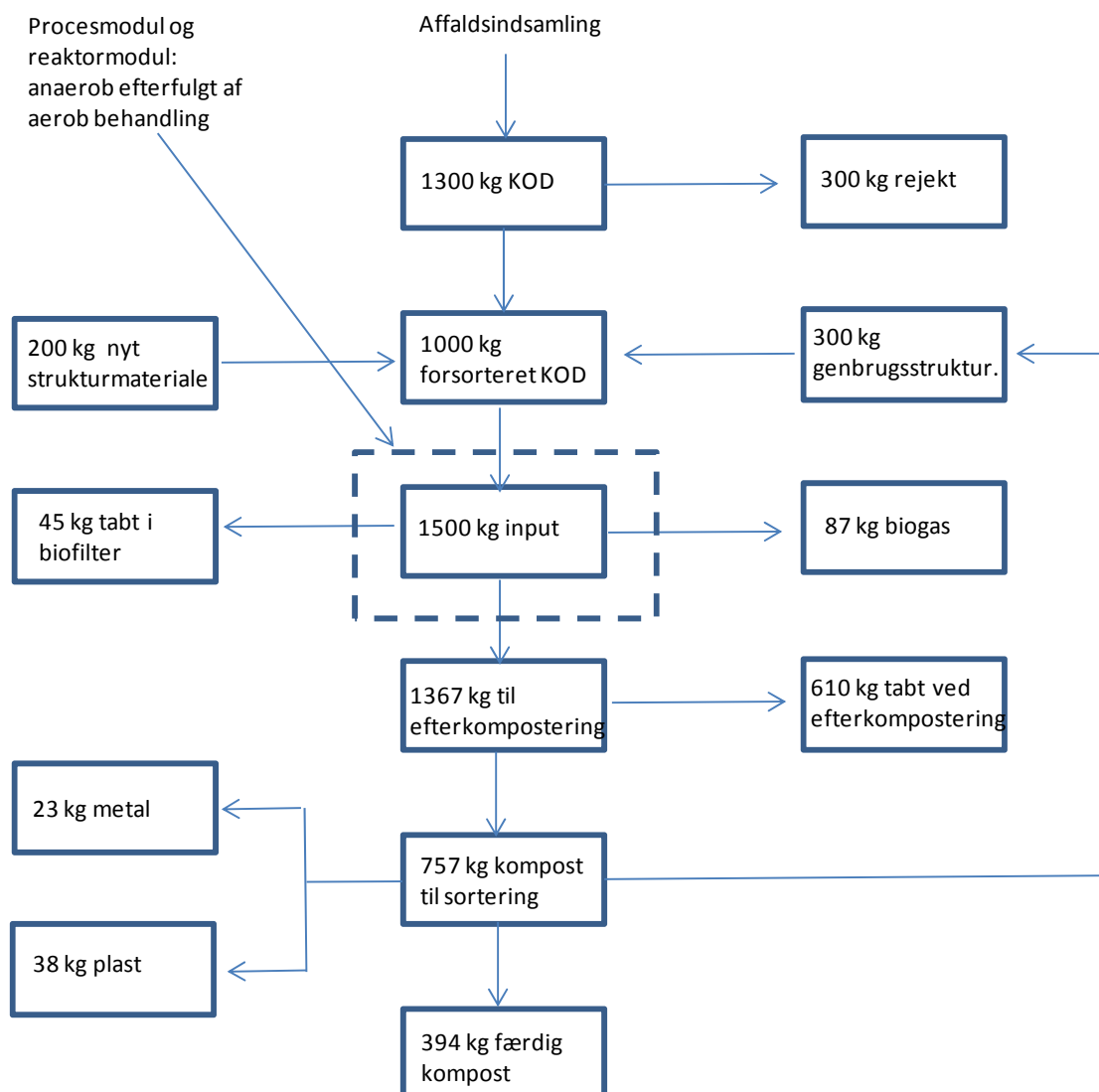
BioVækstanlægget modelleres med nøgleparametre, som det fremgår af måleprogrammet. Dette indebærer bl.a., at ca. 56 % af metanpotentialet i affaldet udnyttes og at biogassen bliver udnyttet i en gasmotor på anlægget. Motorens el- og varmeeffektivitet sættes til hhv. 30,6 og 49,4 % af den nedre brændværdi af metangassen.

Desuden inkluderer miljøvurderingen brug af komposten til jordbrugsformål og følgende substitution af kunstgødning herunder sparet energi til fremstilling af denne.

I det følgende beskrives de væsentligste enkeltelementer, som indgår i opstilling af livscyklusopgørelsen for BioVækstanlægget herunder massebalance, metanproduktion, energiforbrug, og emissioner fra gasmotor og eftermodning af komposten. Til slut opstilles den samlede LCI per tons (vådvægt) forsorteret kildesorteret organisk dagrenovation, som behandles på anlægget.

4.4.1 Massebalance

I den forudgående rapport om BioVækstanlægget fra 2007 ("LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner") blev massebalancen for hele anlægget beregnet på baggrund af den totale indkomne mængde affald i forhold til produceret kompost. Kompostmængder i forhold til indkomne affaldsmængder blev beregnet som et gennemsnit over en længere tidsperiode på 2,5 år fra 2004 til 2006. På den måde indtrådte en steady-state situation, og der blev opnået en korrekt sammenhæng mellem affaldsmængder og produceret kompost. I nærværende rapport bygger massebalancen på måleprogrammet, som blev udført på to reaktormoduler. Derved blev det muligt nøjagtigt at relatere behandlede affaldsmængder til mængden af produceret kompost samt udsorterede urenheder i form af plastic og metal. I Figur 4-2 er massebalancen for strukturmateriale, affald og kompost opgjort per ton forsorteret kildesorteret organisk dagrenovation (KOD).



Figur 4-2. Massebalance (vådvægt) for behandling af affald på BioVækstanlægget. Tallene er oplyst af Solum A/S på baggrund af måleprogrammet (KOD: kildesorteret organisk dagrenovation).

Der ankommer 1300 kg KOD til anlægget. Affaldet forsorteres vha. en foderblander for at oplukke plastposer samt fjerne en del af urenhederne, inden behandlingen på anlægget sættes i gang. Derved udsorteres 300 kg rejekt, og der bliver 1000 kg forsorteret KOD tilbage. Det bemærkes, at der ikke foreligger separate analyser af rejektet og det indkomne KOD inden forsorteringen. Dette vanskeliggør modelleringen af systemet, idet sammensætningen af det indkomne affald bygger på affaldsanalyser som angivet i tabel 4-1. Affaldet i tabel 4-1 beskriver KOD, når det forlader borgerne, men inden det forsorteres på BioVækstanlægget. Vi har dog valgt alligevel at anvende affaldssammensætningen fra Tabel 4-1 som det bedste bud på den fysiske/kemiske sammensætning af forsorteret KOD. Som nævnt indgår behandlingen af rejektet ikke i miljøvur-

deringen (det er ens i alle scenarier), hvorfor sammensætningen ikke betyder noget her, men det samme gælder selvfølgelig ikke for det tilbageværende forsorterede KOD. Under alle omstændigheder indeholder forsorteret KOD de samme materialefraktioner, og har derfor samme fysisk/kemisk egenskaber som affaldssammensætningen i tabel 4-1, men en konkret måling af sammensætningen af rejekt og forsorteret KOD vil alligevel være ønskelig for at underbygge resultaterne.

Der tilsættes derefter 200 kg nyt strukturmateriale samt 300 kg genbrugsstrukturmateriale, som udsorteres af den færdige kompost, således at behandlingsmængden udgør 1500 kg. Alle måleparametre relateres dog til 1000 kg forsorteret KOD, idet strukturmaterialet ikke indgår i de videre beregninger af potentielle miljøpåvirkninger. Argumentet herfor er, at strukturmaterialet, som består af haveaffald og/eller neddelt træflis, ville være blevet komposteret alligevel; de hermed forbundne emissioner er de samme og kan derfor udelades af livscyklusopgørelsen. I det tilfælde, hvor strukturmaterialet kunne tænkes anvendt til alternative formål, f.eks. som brændsel i et biomasseanlæg, stiller sagen sig anderledes. Her bør den biologiske behandling tilskrives emissionerne ved brug af de fossile brændsler, som strukturmaterialet ellers ville have substitueret. Der er dog også den mulighed at benytte et andet strukturmateriale, eksempelvis plastic, som kan genbruges mange gange; her vil der ikke være tale om, at strukturmaterialet kunne substituere fossilt brændsel.

I massebalancen indgår desuden 45 kg biomasse tabt gennem biofiltret, produktion af 87 kg biogas, hvilket efterlader 1367 kg udrådnet materiale til efterkompostering, som foregår i åbne betonkonstruktioner i fri luft. Ved efterkomposteringen tabes yderligere 610 kg som biologisk nedbrudt biomasse og vanddamp. Dette efterlader 757 kg eftermodnet kompostmateriale. Ved sigtning udsorteres 300 kg genbrugsstrukturmateriale, 23 kg metal til genanvendelse og 38 kg plast, som går til forbrænding, hvilket efterlader 394 kg færdig kompost.

Massebalancen mht. mængden af færdig kompost opretholdes ved at angive den korrekte nedbrydningen af VS (Volatile Solids) under komposteringsprocessen i EASEWASTE-modulet. Urenheder i komposten i form af metal og plast modelleres ved at specificere transferkoefficienter, som beskriver fordeling af disse materialefraktioner i hhv. komposten og det udsorterede rejekt. For plast og metal er der ikke fuld overensstemmelse mellem modellering og mængderne som skyldes måleprogrammet; især for metal udsorteres der væsentligt mere ifølge måleprogrammet end ved modellering af systemet i EASEWASTE, men da genvundet metal, som ovenfor nævnt, ikke indgår i miljøvurderingen, har det ingen betydning for opgørelsen af de potentielle miljøpåvirkninger. Ved benyttelse af sorteringsdata for bioaffald fra otte kommuner (Petersen, 2011) udgjorde det maksimale indhold af fejlsorteret metal højst 1 % af bioaffaldsmængden, hvilket svarer til 10 kg/ton KOD, der skal sammenlignes med 23 kg (med tørstofindhold 60 %) som angivet i måleprogrammet. Under alle omstændigheder virker mængden af metalaffald overvurderet i måleprogrammet.

4.4.2 Metanproduktion

Der fandtes ingen tilgængelige målte værdier for gasproduktionen per ton affald på Biovækstanlægget før 2010. Dette skyldtes forskellige uregelmæssige forhold, som vanskeliggjorde pålidelige målinger. Gasproduktion på Biovækstanlægget er har tidligere været genstand for en undersøgelse beskrevet af Kjellberg et al. (2005). Den maksimale gasproduktion blev indirekte estimeret ved at sammenholde mængderne af perkolat, som blev pumpet fra procesmodulerne til procestanken, hvor biogasproduktionen foregår, med perkolatets biogaspotentiale målt under laboratorieforhold. Under disse forudsætninger estimeredes biogasproduktionen til 117 Nm^3 biogas per ton usorteret KOD. Metanindholdet i biogassen blev angivet til 63 %. Mængden af urenheder i affaldet udgjorde 33 %, hvorved metanproduktionen kan estimeres til 110 Nm^3 metan per ton forsorteret kildesorteret organisk dagrenovation.

For at opnå en så høj metanproduktion kræves omdannelse af næsten hele affaldets indhold af organiske materiale. I et forudgående projekt blev metanproduktionen fra et konventionelt biogasanlæg, som behandlede en blanding af gylle og husholdningsaffald, under optimale forhold estimeret til 86 Nm^3 per ton forbehandlet KOD (Hansen, 2004). Davidsson et al. (2007) har publiceret den mest indgående undersøgelse til dato omhandlende metanpotentialet i dagrenovation. De sammenlignede metanproduktion under optimale laboratorieforhold i batch-forsøg med metanproduktionen i kontinuerlige biogasreaktorer, som skulle simulere realistiske procesforhold i fuldskala. Her viste det sig, at metanproduktionen i biogasreaktorerne i gennemsnit nåede ca. 70 % af den maksimale produktion, som kunne opnås under batch-forsøg. I miljøvurderingen af BioVækstanlægget fra 2007 (Møller & Christensen, 2007) blev denne værdi benyttet, hvilket resulterede i en metanproduktion på 73 Nm^3 per ton bioaffald uden at det dog på det foreliggende datagrundlag kunne afgøres, om denne værdi blev opnået eller kunne opnås under almindelige driftsforhold på Biovækstanlægget.

Ifølge måleprogrammet på BioVækstanlægget udgjorde biogasproduktionen $80 \text{ Nm}^3/\text{ton}$ forsorteret KOD. Da metan udgjorde 70 % af biogassen, var produktionen af metan derfor $56 \text{ Nm}^3/\text{ton}$ forsorteret KOD. Sammenlignet med værdien anvendt af Kjellberg et al. (2005) er det en væsentlig mindre metanproduktion, der blev målt i måleprogrammet i 2010. Ligeledes set i forhold til værdien benyttet af Møller & Christensen (2007) var den målte metanproduktion mindre, idet den udgjorde ca. 56 % af metanpotentialet.

4.4.3 Energiforbrug

Energiforbruget på Biovækstanlægget består af el-forbrug til lys, varme, ventilation og desuden drift af pumper, som belufter affaldsmaterialet i procesmodulerne. Forsortering af affald, fyldning og tømning af procesmoduler, transport af affald, strukturmateriale og kompost samt soldning og vindsigtning af den færdige kompost foregår ved hjælp af dieseldrevet materiel. Metanproduktion på Biovækstanlægget foregår under mesofile forhold ved 38°C . For at opnå denne

temperatur i reaktortanken tilføres varmenergi fra gasmotoren, der beløber sig til 20 kWh/ton forsorteret KOD. Energiforbruget for Biovækstanlægget ses af tabel 4-3.

Tabel 4-3. Energiforbrug på Biovækstanlægget per ton forsorteret KOD

	Energiforbrug
Procesrelateret forbrug. Lys, varme og ventilation (kwh/ton)	11,4
Tømning, fyldning, transport, soldning og sigtning (l diesel/ton)	3,6
Opvarmning af reaktor (kWh/ton)	20

4.4.4 Energiproduktion og emissioner fra biogasmotor

Ud fra biogassen produceres der elektricitet og varme vha. en biogasmotor, som er placeret på selve Biovækstanlægget. En biogasmotor af ældre dato, som led af alvorlige stabilitetsproblemer med følgende nedbrud og uregelmæssig produktionsgang, er nu erstattet af en state-of-the-art biogasmotor af fabrikatet MAN type E2876 LE 302. Der er ifølge fabrikantens hjemmeside tale om en sekscylindret 200 kW Otto-motor med en samlet energieffektivitet på 90,0 %. Oplysninger om el- og varmeeffektivitetsgrad og emissioner fra den valgte motor kan ses i tabel 4-4.

Oplysningerne om virkningsgrader og NO_x-emissioner stammer fra fabrikantens hjemmeside. De resterende oplysninger er fra måleprogrammet samt DMU's rapport om emissionsfaktorer fra decentrale varmeanlæg mindre end 25 MW (Nielsen & Illerup, 2006).

Tabel 4-4. Virkningsgrader og emissioner for biogasmotor

Data fra fabrikanten fundet hos forhandler (http://wk.bakuri.dk/filarkiv/frichs.bakuri.dk/file/MAN_Gasmotorer/E2876_COP_e.pdf) for MAN E2876 LE 302 biogasmotor		Omregnet til g/Nm ³ CH ₄ til brug for EASE-WASTE-modellering
Elvirkningsgrad (%)	40,6	
Varmevirkningsgrad (%)	49,4	
¹ NO _x (mg/Nm ³ biogas)	>500	0,71 (ved 70 % CH ₄ i biogas)
² Data fra måleprogram		
CH ₄ -tab (%)	0,34	2,4
H ₂ S (ppm i udstødning)	146	2,6
³ Data generelt for biogasmotorer (g/GJ)		
N ₂ O (mg/GJ)	0,52	0,019
SO ₂ (mg/GJ)	14,9	0,55

¹Producenten angiver emissionen som mindre end 500 mg/m³. Vi benytter denne værdi som et konservativt skøn.

²Beregnet ud fra data om koncentration i motorens udstødningsluft stillet til rådighed af Solum A/S.

³For energiindhold i biogassen benyttes 37 MJ/Nm³ CH₄ fra EASEWASTE-databasen.

4.4.5 Emissioner fra komposteringsprocessen

Som nævnt foregår komposteringsprocessen på Biovækstanlægget i to faser: først som reaktorkompostering (i procesmodulet) med aktiv beluftning, hvor procesluften bortledes gennem et biofilter, og derefter som milekompostering i åbne betonbokse. Det antages, at emissionerne af N₂O og CH₄ under reaktorkomposteringen er ubetydelige, da aktiv beluftning af kompostmassen bør fremme aerobe forhold, så dannelse af disse gasarter er forholdsvis små. Der er dog foretaget bestemmelser af N₂O-koncentrationen i afgangsluften fra reaktorkomposteringen, men pga. manglende oplysninger om de tilknyttede luft-flow, er disse tal ikke inkluderet i livscyklusopgørelsen på nuværende tidspunkt.

Ammoniak frigøres derimod i store mængder under den meget aktive komposteringsfase med beluftning, men tilstedeværelse af et biofilter gør, at den resulterende emission vil være lille. Det

samlede N-tab under komposteringsprocessen beregnes som forskellen mellem N-indholdet i forsorteret KOD og N-indhold i komposten. Tabet andrager 55 %. Den altovervejende del af N-tabet formodes at bestå af ammoniak suppleret med små mængder lattergas og frit kvælstof. Vi har beregnet ammoniakfordampningen under den forudsætning, at ammoniak, som passerer biofiltret, tilbageholdes med 98 % effektivitet (se f.eks. Chung, 2007). Det gøres opmærksom på, at dette tal ikke nødvendigvis gælder for BioVækstanlæggets biofilter.

Der vil ligeledes dannes ammoniak under efterkomposteringen, hvor procesluften fra milerne ikke ledes gennem et biofilter, og derfor tabes direkte til miljøet. Problemet er at estimere fordelingen af ammoniaktabet på komposteringsprocessen i procesmodulerne, som ikke belaster miljøet, og den efterfølgende efterkompostering, hvor miljøet belastes. Som udgangspunkt antages det, at der er lavere biologisk aktivitet i eftermodningsfasen, hvilket leder til mindre ammoniakfordampning end i reaktormodulerne. Høj temperatur i reaktormodulerne favoriserer ligeledes forskydning af ligevægten mellem ammoniumionen og ammoniak mod højre med resulterende øget ammoniakfordampning.

I miljøvurderingen fra 2007 ("LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner") blev ammoniakfordampningen under komposteringsfasen antaget udelukkende at foregå i procesmodulerne. Denne formodning støttes ikke af oplysninger om varmeudvikling og forekomst af vanddamp fra komposteringsmaterialet ved eftermodning. Det antages derfor, at der foregår en vis ammoniakfordampning under eftermodningen. Ammoniaktabet under eftermodningen vælges arbitrært til 25 % af det samlede ammoniaktab. Vigtigheden af denne parameter undersøges vha. en følsomhedsanalyse.

Emissionerne af N_2O og CH_4 under milekomposteringen blev heller ikke direkte målt i projektet, og det er i øvrigt forbundet med store metodologiske problemer at udføre sådanne målinger med tilfredsstillende resultat. IPCC (2006) har foretaget en sammenstilling af den tilgængelige litteratur om drivhusgasemissioner under kompostering og angiver følgende værdier baseret på den totale mængde affald, som behandles: Metanemission andrager 4 g CH_4 / kg (vådvægt) affald, og lattergasemission andrager 0,3 g N_2O / kg (vådvægt) affald. IPCC-tallene er således beregnet i forhold til den samlede mængde affald, hvorimod EASEWASTE-modellering kræver, at emissionerne kvantificeres i forhold til hhv. mineraliseret kulstof og kvælstof. IPCC-tallene må formodes at beskrive emissioner ved en typisk komposteringsproces, hvor mere end 50 % af det organiske materiale i affaldet nedbrydes.

Nedbrydning af organisk materiale under efterkompostering på Biovækstanlægget var noget mindre, idet den blev beregnet til ca. 42 %. Det gøres dog opmærksom på, at IPCC's antagelser om affaldets kemiske sammensætning ikke stemmer fuldstændig overens med sammensætningen af bioaffaldet ifølge EASEWASTE-modelleringen, hvorfor ovenstående beregninger kan være behæftet med fejl. Desuden angiver IPCC's tal emissioner fra kompostering af råaffald, mens det organiske affald, som komposteres på Biovækstanlægget, er delvis nedbrudt ved udrådning, inden det komposteres – dette forhold kan også influere på resultaterne. Alt i alt er emissionerne af

CH₄ og N₂O under komposteringsfasen så usikre, at vi ikke ser grund til at ændre værdierne i forhold til den oprindelige modellering af BioVækstanlægget i 2007.

4.4.6 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for Biovækstanlægget

På baggrund af de ovenstående oplysninger blev Biovækstanlæggets samlede LCI opgjort som vist i tabel 4-5.

I den forudgående miljøvurdering fra 2007 byggede anlæggets energiproduktion på en teoretisk vurdering af, at den maksimalt opnåelige biogasproduktion svarede til 70 % af metanpotentialet i batch-forsøg, dvs. ca. 80 Nm³ metan per ton sorteret KOD. I den nye livscyklusopgørelse foreligger der målte data for metanproduktionen samt en række andre parametre. Metanproduktionen viste sig i realiteten at være noget mindre end den estimerede, idet den udgjorde 56 Nm³ per ton sorteret KOD svarende til 56,2 % af metanpotentialet.

Som det kan ses af tabellen, er der en række parametre, som ikke indgår i LCA, men som der alligevel findes tal for. Det drejer sig om mængden af strukturmateriale samt mængden af rejekt i form af plastic og metal. Der er ovenfor gjort rede for baggrunden for udeladelse af disse data fra LCA-beregningerne, men overordnet set skyldes det, at der formodes ikke at være forskel på scenarierne mht. disse parametre.

Det blev oprindeligt antaget, at Biovækstanlægget kunne finde afsætning for den producerede varme til omkringliggende beboelser o.l., men da det på nuværende tidspunkt ikke er blevet implementeret ud over dækning af egetforbrug, indregnes varmeproduktionen ikke i LCA'en.

Dokumentationen af de væsentligste emissioner bygger således på målte værdier, hvilket ligeledes gælder for biogasmotoren mht. emissioner og effektivitet. LCI'en kan derfor ses som udtryk for de nuværende tilstande på anlægget repræsenteret ved de to forsøgsprocesmoduler, som måleprogrammet er udført på.

Tabel 4-5. Samlet LCI for kombineret bioforgasning og kompostering af 1 ton sorteret KOD på BioVækstanlægget.

Input	
Forsortet KOD	1 ton (foreliggende vådvægt)
Nyt strukturmateriale (ikke medregnet i LCA)	200 kg
Genbrugsstrukturmateriale (ikke medregnet i LCA)	300 kg
El- og varmekonsum	11,4 kWh
Dieselforbrug	3,6 l

Opvarmning af reaktor vha. varme fra gasmotor	20 kWh
Vandforbrug (ikke medregnet i LCA)	40 l
Output	
Biogas: 80 Nm ³ (70 % metan, 56,2 % af metanpotentiale)	56 Nm ³ CH ₄
elproduktion (40,6 % virkningsgrad)	233,7 kWh
¹ varmeproduktion (49,4 % virkningsgrad)	264,3 kWh
diffust tab af metan (% af production)	0,1
Emissioner fra forbrænding af biogas	
CH ₄	134 g
H ₂ S	146
NO _x	39,8 g
SO ₂	30,8 g
N ₂ O	1,1 g
Emissioner fra kompostering	
NH ₃ (98 % eff. biofilter, 75 % N-tab i procesrmodul)	1195 g
CH ₄	1120 g
N ₂ O	52 g
Kompost (tørstofindhold 55 %)	396 kg
Rejekt: plastic (ikke medtaget i LCA)	23 kg (18,5 kg beregnet fra affaldssammensætning)
Rejekt: metal (ikke medtaget i LCA)	14 kg (4,8 kg beregnet fra affaldssammensætning)

¹Varmeforbrug til opvarmning af biogasreaktor fratrullet

4.5 Livscyklusopgørelse for udbringning af kompost på landbrugsjord

Kompost produceret på Biovækstanlægget bliver anvendt som gødnings- og jordforbedringsmiddel på landbrugsjord. En komplet beskrivelse af kompostens indhold af næringsstoffer, metaller, miljøfremmede stoffer etc. kan findes i en kompostdeklaration vist i Appendiks A. De følgende data er de samme som benyttedes i rapporten fra 2007. Komposten, som produceredes på anlægget, anvendes af landmænd, hvis landbrug i gennemsnit lå 13,2 km fra Biovækst. Jordbunden på landbrugene var overvejende sandet lerjord (JB6), og der var tale om plantebrug. Transport af kompost til landbrugene blev foretaget med en 25 tons lastbil, som overholdt EURO 3-emissionskrav. Dieselforbruget ved spredning af komposten på landbrugsjorden blev estimeret til 0,57 l/ton kompost.

Miljøpåvirkninger fra brugen af kompost i form af emissioner, men også positive effekter som resultat af substitution af kunstgødning, blev inkluderet i livscyklusvurderingen. Beregning af næringsstofdynamik og kulstofdynamik samt de tilhørende emissioner fra landbrugssystemer ved brug af kompost og kunstgødning er meget kompliceret, og kræver brug af modeller specielt udviklet til simulering af jordbrugssystemer. Dette ligger uden for EASEWASTE-modellens område. Der blev i stedet benyttet data fra en publikation, som beskriver simuleringer udført med agro-økosystemmodellen DAISY (Bruun et al, 2006). I disse simuleringer beregnedes – over en 100-årig tidshorisont - emissioner fra scenarier, der bl.a. adskilte sig ved nedbørsmønstre, jordtype og om landbrugene havde husdyrhold eller var plantebrug.

Der blev desuden taget hensyn til kulstoflagring (der blev anvendt en tidshorisont på 100 år) i jorden, såkaldt kulstofsekvistring. Brug af kompost blev derved tilskrevet en positiv effekt ved permanent at mindske frigivelse af CO₂. Desuden kvantificeredes udvaskning og overfladeafløb af nitrat som følge af kompostens omsætning i jordmiljøet.

4.5.1 Validering af modellering af tungmetalindhold og andre stoffer i kompost

Indholdet af næringsstoffer, men også andre stoffer som tungmetallerne cadmium, kviksølv, bly og arsen (arsen tages med her, selvom det teknisk set ikke er et tungmetal) har indflydelse på miljøvurdering af udbringning af kompost i jordmiljøet, også selv om der ikke er tale om overskridelser af grænseværdier. Dette skyldes, at LCA-metoden vurderer den akkumulerede potentielle påvirkning på miljø eller mennesker over en periode af 100 år, og på den måde ikke beskæftiger sig med koncentrationer i miljøet, men samlede mængder.

I denne rapport beregnes indholdet af kemiske stoffer i komposten på baggrund af affaldssammensætningen og den efterfølgende kildesortering. Som beskrevet i Kap. 4 er der gjort nogle forudsætninger om kildesorteret organisk dagrenovations sammensætning mht. materialefraktion ud fra erfaringer med et projekt omhandlende kvaliteten af bioaffald (Petersen, 2011). Dette sammenholdt med den fysisk/kemiske sammensætning af materialefraktionerne, som findes i EASEWASTE-databasen, tillader at beregne indholdet af kemiske stoffer i den færdige kompost.

For at validere denne metode kan resultaterne sammenlignes med det gennemsnitlige indhold i komposten, som angivet i en kompostdeklaration for kompost produceret på BioVækstanlægget i 2011, se Appendiks A. I tabel 4-6 ses kompostens indhold af tungmetaller beregnet på grundlag af affaldssammensætning og fra kompostdeklarationen.

Tabel 4-6. Tungmetaller i kompost fra kompostdeklaration og beregnet fra affaldssammensætning vha. EASEWASTE

mg/kg tørstof	Grænseværdier	Fra kompostdeklaration	Beregnet i EASEWASTE
Cd	0,8	0,7	0,8
Pb	120	29,8	¹ 25,9
Hg	0,8	0,1	0,2
Ni	30	13,2	24,5
As	25	6	5
Cr	100	16	27
Zn	4000	322	152
Cu	1000	154	68

¹Korrigeret i forhold til kompostdeklarationen, da én af materialefraktion i EASEWASTE, som indgår i affaldssammensætningen, benyttes til at indstille dagrenovations samlede blyindhold.

Som det ses af tabellen, ligger de beregnede værdier forholdsvis tæt på kompostdeklarationens angivelser, idet de ingen steder overskrider dem med mere end en faktor 2. Ydermere er tungmetallindholdet beregnet vha. EASEWASTE mindre end kompostdeklarationens værdier for bly, arsen, zink og kobber, hvilket især har betydning for arsen, som er det stof, der har størst betydning for de potentielt toksiske miljøpåvirkningskategorier. Der er således tale om forskelle, som vi mener, kan tilskrives variationer i affaldssammensætning, hvorfor EASEWASTE-modelleringen anvendes i det følgende.

4.5.2 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for udbringning af kompost på landbrugsjord

Kortlægningen af livscyklus for udbringning og anvendelse af kompost ses af tabel 4-6. Der blev benyttet emissionsdata fra simuleringer vha. DAISY-modellen fra samme type scenarier, som var dækkende for landbrugene, der modtog Biovækst-kompost.

Tabel 4-7. Samlet LCI for udbringning og anvendelse af 1 ton kompost på landbrugsjord

Input	
Kompost	1 ton (med 55 % tørstofindhold)
Dieselforbrug til transport	0,4 l
Dieselforbrug til spredning på marker	0,57 l
Output (kg)	
¹ Kemisk sammensætning af kompost	
TOC	130
N-total	9,8
P	3,2
K	7,4
² Emissioner til luft fra kompost	
NH ₃ -N	0,02
N ₂ O-N	0,15
² Emissioner til overfladevand fra kompost	
NO ₃	1,96
² Emissioner til grundvand fra kompost	
NO ₃	1,96
² Kulstofsekvstring (kg C)	18,2

¹Beregnet vha. EASEWASTE

²Data beregnet på grundlag af simulering af scenarier i agro-økosystemmodellen DAISY (Bruun et al, 2006)

4.6 Beskrivelse af EASEWASTE-modul for Biovækstanlægget

På baggrund af livscyklusopgørelsen (LCI) for BioVækstanlægget som beskrevet i afsnit 4.4 opstilledes et BioVækst-modul i EASEWASTE-databasen, som simulerer biologisk behandling af forsorteret KOD ved kombineret anaerob udrådning og efterfølgende kompostering. I det føl-

gende vises screen-shots fra EASEWASTE-programmet, og der gives en forklaring på valget af de enkelte parametre i modulet. Figur 4-3 viser main screen, dvs. oversigtsbilledet som vises, når BioVækst-modulet åbnes. Knapperne "Number of Outputs" og "Degradation" giver adgang til tabeller over materialefraktionernes fordelingskoefficienter mht. kompost og rejekt efter den biologiske behandling samt størrelsen af den biologiske nedbrydning (se nedenfor).

BIO-TREATMENT: Biovækst 111114

File Edit Inputs Outputs Help

Name: Biovækst 111114 Type: Anaerobic & Composting Owner: Admin

Amount: 1 tons Number of Outputs: Four Degradation

Inputs **Cost Inputs**

Anaerobic Digestion

Methane Content in Biogas [% of CH₄]: 70 Methane Production [Nm³]: 0

Unburned Methane [% of CH₄ Produced]: 0.1 Energy in Biogas [MJ]: 0

Composting

Nitrogen Emissions to Air

Total N - Loss [% of Total N]: 55

Total N in Waste [kg]: 0 Distribution of N - Loss [%]: Ammonia [NH₃]: % 96 Nitrous Oxide [N₂O]: % 1.1 Nitrogen [N₂]: % 2.9

Carbon Emissions to Air

Degraded C in Composting [kg]: 0 CH₄ [% of Degraded C]: 1.3

Gas Cleaning

NH₃ [% Removal]: 74 N₂O [% Removal]: 0 CH₄ [% Removal]: 0

Process Specific Emissions

Solid Output

No.	Output Materials	TS in % of WW
1	kompost	55
2	metal	60
3	plastic	60
4	Inert	100

User: Admin

Figur 4-3. Main screen for BioVækst-modulet i EASEWASTE-databasen

Oversigtsbilledet er delt i to dele "Anaerobic Digestion" og "Composting", som har tilknyttet parametre, der er specifikke for hhv. udrådningsprocessen og komposteringen. Under "Anaerobic Digestion" findes fire felter, hvoraf to udfyldes af brugeren, som specificerer metanindholdet i biogassen og det diffuse tab af metan på anlægget. Metanmængden og energien i biogassen beregnes af programmet. Knappen "Biogas Treatment" giver adgang til en tabel med energisubstitution og emissioner ved forbrænding af biogassen (se nedenfor). Under "Composting" ses pa-

rametre for emissioner ved komposteringsprocessen. Brugeren specificerer det totale N-tab som procent af det samlede N-indhold i udgangsmaterialet. Fordelingen af N-tab på ammoniak, lattergas og frit kvælstof defineres ligeledes af brugeren. I feltet "CH₄ (% of degraded C)" angiver brugeren størrelse af metanemissionen under komposteringsprocessen som funktion af det samlede kulstofindhold i udgangsmaterialet. I feltet "Gas Cleaning" er det muligt at angive effektiviteten af BioVækst-anlæggets biofilter som procent af ammoniak, lattergas og metan, der fjernes af filtret. "Total N in Waste" og "Degraded C in Composting" beregnes af programmet.

Nederst på oversigtsbilledet ses de outputs, som brugeren har defineret, i dette tilfælde kompost, metal, plastic og en restfraktion (inert) samt tørstofindholdet i disse fraktioner. Det gøres her opmærksom på, at EASEWASTE-programmet ikke beregner vandbalance under komposteringsprocessen. Dette skyldes, at fordampningen fra materialet under kompostering er en kompliceret proces, som er afhængig af bl.a. den biologiske nedbrydning, men især af beluftsforhold og temperaturudvikling. Ved efterkompostering i bokse under åben himmel spiller fordampning og nedbør også ind. Det er derfor mere hensigtsmæssigt at lade brugeren definere tørstofindholdet i komposten, f.eks. ud fra en kompostdeklaration, i stedet for at lade programmet beregne en værdi behæftet med stor usikkerhed.

BIO-TREATMENT: Biovækst 111102

File Edit Inputs Help

Name: Biovækst 111102 Owner: Admin

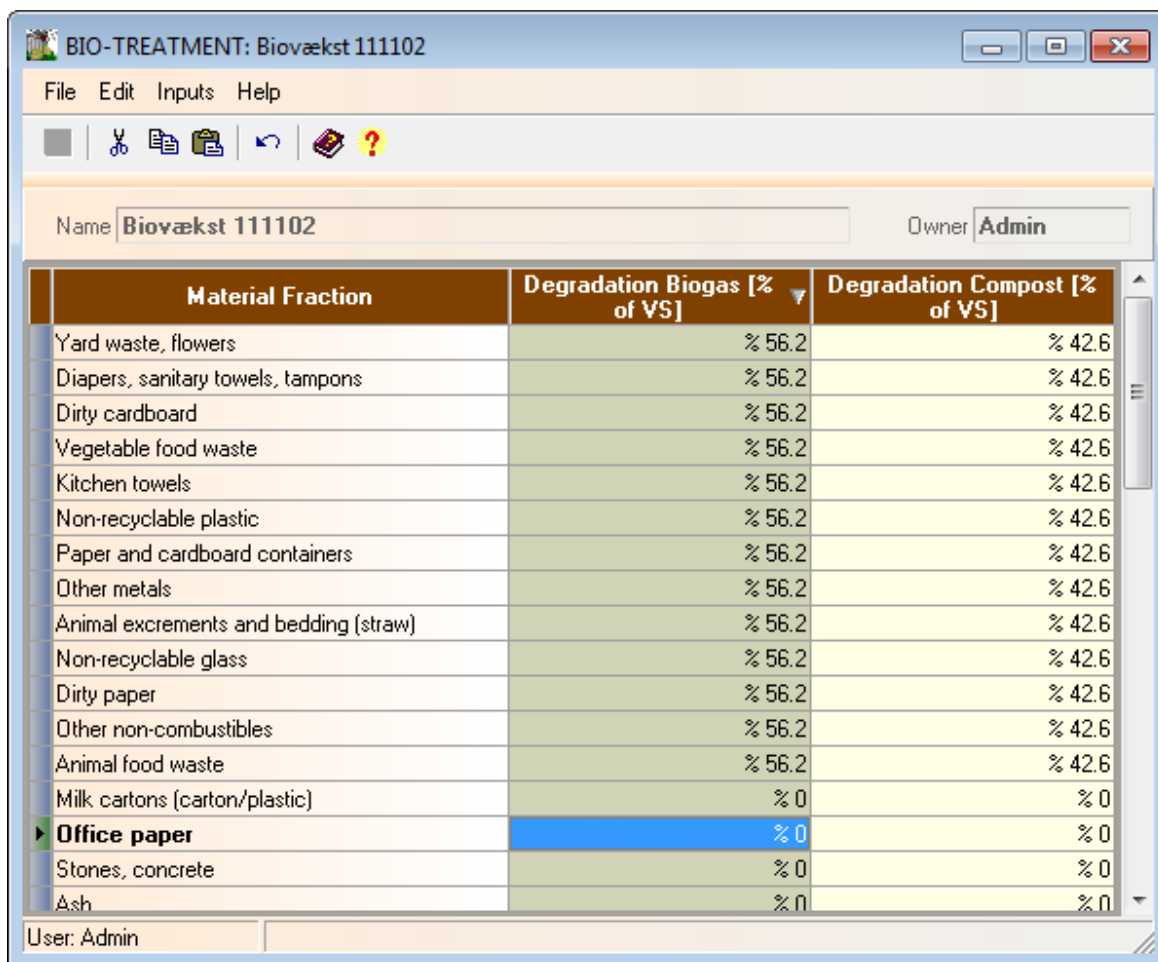
Distribution of TS after Degradation

Material Fraction	kompost	metal	plastic	Inert
Non-recyclable plastic	% 0	% 0	% 100	% 0
Other metals	% 0	% 100	% 0	% 0
Milk cartons (carton/plastic)	% 100	% 0	% 0	% 0
Office paper	% 100	% 0	% 0	% 0
Stones, concrete	% 100	% 0	% 0	% 0
Ash	% 100	% 0	% 0	% 0
Yard waste, flowers	% 100	% 0	% 0	% 0
Diapers, sanitary towels, tampons	% 100	% 0	% 0	% 0
Juice cartons (carton/plastic/aluminium)	% 100	% 0	% 0	% 0
Dirty cardboard	% 100	% 0	% 0	% 0
Textiles	% 100	% 0	% 0	% 0
Cat litter	% 100	% 0	% 0	% 0
Green glass	% 100	% 0	% 0	% 0
Magazines	% 100	% 0	% 0	% 0
Ceramics	% 100	% 0	% 0	% 0
Vegetable food waste	% 100	% 0	% 0	% 0
Cotton, bandages	% 100	% 0	% 0	% 0
Cigarette butts	% 100	% 0	% 0	% 0

User: Admin

Figur 4-4. Materialefraktionernes fordelingskoefficienter mht. kompost og rejekt

Som nævnt er fordelingen af materialefraktioner i det behandlede affald brugerdefineret (Figur 4-4). Denne oversigtstabel fremkommer ved at trykke på knappen "Number of Outputs" på oversigtsbilledet. Tørstoffet i de definerede outputs, dvs. kompost, metal og plastic angives for hver materialefraktion i affaldet. Som det ses, er det kun materialefraktionerne "Other metal" og "Non-recycable plastic", som indgår ved udsortering af urenheder; alle andre materialefraktioner ender i komposten.



BIO-TREATMENT: Biovækst 111102

Name: Biovækst 111102 Owner: Admin

Material Fraction	Degradation Biogas [% of VS]	Degradation Compost [% of VS]
Yard waste, flowers	% 56.2	% 42.6
Diapers, sanitary towels, tampons	% 56.2	% 42.6
Dirty cardboard	% 56.2	% 42.6
Vegetable food waste	% 56.2	% 42.6
Kitchen towels	% 56.2	% 42.6
Non-recyclable plastic	% 56.2	% 42.6
Paper and cardboard containers	% 56.2	% 42.6
Other metals	% 56.2	% 42.6
Animal excrements and bedding (straw)	% 56.2	% 42.6
Non-recyclable glass	% 56.2	% 42.6
Dirty paper	% 56.2	% 42.6
Other non-combustibles	% 56.2	% 42.6
Animal food waste	% 56.2	% 42.6
Milk cartons (carton/plastic)	% 0	% 0
Office paper	% 0	% 0
Stones, concrete	% 0	% 0
Ash	% 0	% 0

User: Admin

Figur 4-5. Udnyttelse af biogas potentialet under anaerob udrådning og nedbrydning af VS under kompostering fordelt på materialefraktioner i affaldet.

Figur 4-5 viser de vigtige parametre, som beskriver størrelsen af biologisk nedbrydning af materialefraktionerne under den anaerobe del såvel som under komposteringsprocessen. "Degradation Biogas" betegner i hvor høj grad metanspotentiallet er blevet udnyttet i løbet af den anaerobe

proces. Metanpotentialiet for de enkelte materialefraktioner bygger på laboratorieforsøg udført med KOD. Det er vigtigt at understrege, at metanpotentialiet ikke er proportionalt med materialefraktionens indhold af biologisk kulstof, men er afhængigt af, hvor tilgængeligt kulstoffet er for anaerobe mikroorganismer. Det har den konsekvens, at 100 % udnyttelse af metanpotentialiet ikke betyder, at VS (Volatile Volids – glødetab) nedbrydes fuldstændigt. Som et eksempel kan nævnes, at biogaspotentialiet for materialefraktionen ”Vegetable food waste” er anslået til 450 Nm³ metan/ton VS. Materialefraktionen ”Kitchen towels”, køkkørullepapir, der indgår i sorteringsvejledningen for KOD i de fleste kommuner har derimod et metanpotentialie på 250 Nm³/ton VS under tilsvarende nedbrydningsforhold. Det biologiske kulstof udgør praktisk taget den samme andel af VS i de to materialefraktioner, men metanpotentialiet i køkkenrullepapir er alligevel betydeligt mindre per ton VS pga. den lavere tilgængelighed af kulstoffet i papir, som består af temmelig svært nedbrydelige cellulosefibre. Vegetabilsk madaffald indeholder også små mængder cellulose, men den overvejende del vil være proteiner og andre stoffer, som er let nedbrydelige under anaerobe forhold. Heraf følger desuden, at selv ved en fuld udnyttelse af metanpotentialiet vil der være væsentlige mængder kulstof tilbage i køkkenrullepapiret, men også i vegetabilsk madaffald vil restere kulstof ved fuld udnyttelse af metanpotentialiet.

Udnyttelse af metanpotentialiet er beregnet direkte vha. den anvendte affaldssammensætning og oplysninger fra BioVækstanlægget om metanproduktion per ton sorteret KOD, idet en samlet udnyttelse af metanpotentialerne for alle materialefraktioner som indgår i det modellerede sorteret KOD på 56,2 % netop svarer til en metanproduktion på 56 Nm³/ton sorteret KOD. Parameteren ”Degradation Compost” angiver nedbrydningen af VS under komposteringsprocessen, dvs. når procesmodulerne bliver beluftet samt ved eftermodning af kompostmaterialet. Denne parameter blev bestemt vha. oplysninger om VS-indhold i udgangsmaterialet og i den færdige kompost. Ved trail-and-error metoden indsættes forskellige værdier for VS-nedbrydning i modulet indtil den korrekte VS-mængde bliver tilbage i den færdige kompost. På samme måde skal kompostmængden, som modulet beregner på baggrund af massetab ved biogasproduktion og nedbrydning af kulstof under komposteringsprocessen, stemme overens med de oplyste kompostmængder.

BIO-TREATMENT: Biovækst 111114

File Edit Inputs Help

Name **Biovækst 111114** Owner **Admin**

(Burnable Methane)

Methane Production [Nm3] **0** Energy in Biogas [MJ] **0**

Energy Recovery

Name	CHP [%]	Electricity Gen. [%]	Others [%]	View
District Heating (DK), Average, Energy Quality, k...	49.4	0	0	
Marginal Electricity Production incl. Fuel Production, Coal, En...	0	0	0	

New Entry

Process Specific Emissions during Biogas Utilization

Name	CHP [g/Nm3 CH4]	Electricity Gen. [g/Nm3 CH4]	Others [g/Nm3 CH4]	Comments
Hydrogen Sulphide (H2S) [Air emissions]	2.6	0	0	
Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N2O) [Air emissions]	0.019	0	0	
Methane (CH4) [Air emissions]	2.4	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air emissions]	0.55	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air emissions]	0.35	0	0	

New Entry

User: Admin

Figur 4-6. Energisubstitution og emissioner ved forbrænding af biogas på Biovækstanlægget.

Figur 4-6. viser et screen-shot af den tabel, som fremkommer, ved at trykke på knappen “Biogas Treatment” i oversigtsbillede. Øverst angives biogasmotorens energieffektiviteten ved fremstilling af hhv. varme og elektricitet samt de energiprocesser udnyttelse af biogassen formodes at substituere. I den nederste del af tabellen ses de processpecifikke emissioner forbundet med forbrænding af biogas i biogasmotoren på Biovækstanlægget. Disse tal bygger på målte værdier, men også motorens specifikationer samt generelle oplysninger om biogasmotorer ligger til grund.

4.7 LCI for Forbrændingsanlægget

Affaldsforbrændingsanlæg modelleres i EASEWASTE med luftemissioner fra forbrændingsprocessen, produktion af restprodukter – slagge og flyveaske - og energiproduktion. Luftemissioner

modelleres som hhv. processpecifikke og affaldsspecifikke, dvs. afhængige af mængden af affald og udformning af den konkrete forbrændingsproces, eller afhængige af forekomst af forurenende stoffer i affaldet. Sidstnævnte affaldsspecifikke emissioner modelleres vha. transferkoefficienter, som angiver den procentuelle fordeling af det pågældende stof i samtlige output fra forbrændingsanlægget. På baggrund af affaldets nedre brændværdi beregnes anlæggets energiproduktion. Brug af hjælpestoffer og egetforbrug af energi på anlægget indgår ligeledes i modelleringen.

Modelleringen i dette projekt følger med få modifikationer principperne, som blev anvendt i projektet ”Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer” (Møller et al., 2008). I dette projekt blev forbrændingsanlægget modelleret, som et state-of-the-art anlæg baseret på 2007-data fra Vestforbrændings ovnlinje 5. En fuldstændig beskrivelse af dette forbrændingsmodul kan findes på side 17-19 i bilagsrapporten til ”Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer”.

Da der på nuværende tidspunkt ikke findes en opdateret version af Vestforbrænding i EASE-WASTE-databasen, benyttedes de nævnte 2007-data for Vestforbrændings ovnlinje 5 i nærværende rapport som værende repræsentative for det nuværende Vestforbrændingsanlæg. Nøgleparametre for forbrændingsanlægget kan ses i tabel 4-8 Af nøgleparametre kan fremhæves en bruttoenergiproduktion på 96 % af affaldets nedre brændværdi fordelt på 18 % el og 78 % varme. Desuden var der et egetforbrug på 104 kWh per ton affald.

Tabel 4-8. Nøgleparametre for Vestforbrænding.

Input	
Hjælpestoffer (kg) og energiforbrug (kWh) per ton affald	
El	104
NaOH	5,4
Ammoniak til røggasrensning	2,3
Output	
Energi (% af nedre brændværdi)	
El	18
Varme	78
Processpecifikke luftemissioner (kg per ton affald)	
NO _x	0,86
SO ₂	0,005
Dioxin	1,79e-11
Affaldsspecifikke luftemissioner (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)	
Kviksølv	0,4
Bly	0,0009
Cadmium	0,0066

4.7.1 Energisubstitution

Enrgiproduktionen spiller en afgørende rolle mht. et forbrændingsanlægs miljøprofil, idet el- og varmeproduktion med lav frigivelse af fossilt CO₂ i de fleste tilfælde substituerer mere CO₂-tung marginal energiproduktion. Derfor vil energiproduktionen på forbrændingsanlæg i Danmark normalt være en miljømæssig fordel, når man som i denne rapport antager, at den marginale elproduktion i overvejende grad er kulbaseret. Vurdering af virkningen af varmeproduktionen kræver kendskab til de lokale forhold mht. forbrændingsanlæggets opkobling til fjernvarmenettet.

I rapporten ”Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer” blev der benyttet en modellering af det Københavnske fjernvarmenet, der byggede på oplysninger fra DONG Energy om samtlige værker, der bidrager til det Københavnske fjernvarmenet og beskriver konsekvenser af at supplere systemet med et nyt forbrændingsanlæg med ikrafttræden i 2012. Efterfølgende er denne modellering blevet opdateret med de nyeste oplysninger om værkernes drift og brændselsforbrug af DTU Miljø (Martinez et al., 2011).

Produktion af affaldsvarme var i den oprindelige modellering af fjernvarmesystemet i Københavnsområdet forbundet med øgede emissioner ved substitution af marginal varmeproduktion på ca. 73,6 g fossilt CO₂/kWh. I den opdaterede modellering er dette ikke tilfældet, idet substitution af marginal varme i Københavnsområdet resulterer i en besparelse. Der er således en positiv miljøeffekt forbundet med varmeproduktion på Vestforbrænding ved benyttelse af den opdaterede modellering af fjernvarmesystemet i Københavnsområdet. Den positive effekt er dog lille sammenlignet med anden varmeproduktion for ikke at tale om substitution af marginal el-produktion, hvor besparelsen ligger i intervallet 500-1000 g fossilt CO₂/kWh afhængigt af brændselstype.

Dette skyldes kort fortalt, at varmeproduktionen fra forbrændingsanlægget skubber varme fra et antal modtryksværker ud. Denne type værker kan ikke ændre forholdet mellem el- og varmeproduktion og må derfor sænke elproduktionen. Den tabte elproduktion skal erstattes af marginalt produceret el, som er mere emissionstung; derved skabes en netto-miljøbelastning, som kun delvis opvejes af substitution af fjernvarme fra forbrændingsanlægget.

5 Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug i de opstillede scenarier

I kapitel 5 vises resultaterne af miljøvurderingen af de opstillede scenarier. Kapitlet er inddelt i tre sektioner, som videre er inddelt i et antal underafsnit.

Først afrapporteres miljøvurderingens resultater i form af de samlede potentielle miljøpåvirkninger i tolv påvirkningskategorier for behandling af 1 ton sorteret KOD på hhv. BioVækstanlægget og Vestforbrænding (sektion 5.1). Det gøres her opmærksom på, at behandling på BioVækstanlægget inkluderer energiudnyttelse af biogas samt udbringning af kompost på landbrugsjord inklusiv de jordbrugsmæssige effekter af dette. For Vestforbrænding er energisubstitutionen selvfølgelig ligeledes med i vurderingen, og desuden er potentielle miljøpåvirkninger ved bortskaffelse af restprodukter inkluderet.

Sektion 5.2 viser ressourceforbruget/besparelserne i scenarierne. Generelt er ressourcebesparelserne små i affaldssystemer, der ikke fokuserer på genanvendelse, og der er derfor kun medtaget et begrænset antal ressourcer i miljøvurderingen i form af brændsler. Derudover er besparelsen af fosfor opgjort for BioVækstanlægget, selv om denne ressource ikke indgår i den oprindelige LCA-metode, idet fosfor påkalder sig stigende opmærksomhed som begrænset ressource. En situation, hvor fosfor er en mangelvare indgår dog ikke i analysen.

I sektion 5.3 er der gået i dybden med fortolkningen af resultaterne ved at angive fordelingen af potentielle miljøpåvirkninger på livscyklusfaser, f.eks. emissioner på anlægget, energisubstitution og anvendelse af kompost på landbrugsjord. Der er desuden nævnt de væsentligste kemiske stoffer, som bidrager til potentielle påvirkninger i de respektive miljøpåvirkningskategorier.

De potentielle miljøpåvirkninger er angivet i (milli)personækvivalent (mPE) per ton sorteret KOD, idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. For påvirkningskategorien global opvarmning er der desuden som supplement i teksten angivet den potentielle miljøpåvirkning målt i ton CO₂. Ressourceforbrug omregnes ligesom miljøpåvirkninger til en fælles enhed i form af en personreserve (PR eller mPR). Personreserven beskriver ressourceforbruget i forhold til den mængde en gennemsnitsperson samt dennes efterkommere råder over.

Graferne består af tre typer delgrafer med hhv. ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier - global opvarmning, forsurening, næringssaltbelastning, fotokemisk smogdannelse og stratosfærisk ozonnedbrydning - toksiske kategorier - human toksicitet via luft, human toksicitet via jord, human toksicitet via vand og økotoksicitet i vand - og de "andre" kategorier, som inkluderer lagret toksicitet og ødelagt grundvandsressource.

Numerisk negative værdier betegner undgåede miljøpåvirkninger, mens numerisk positive værdier betegner nettopåvirkninger af miljøet. I hver påvirkningskategori findes der to søjler med potentielle miljøpåvirkninger for behandling af 1 ton sorteret KOD på BioVækstanlægget og på Vestforbrænding.

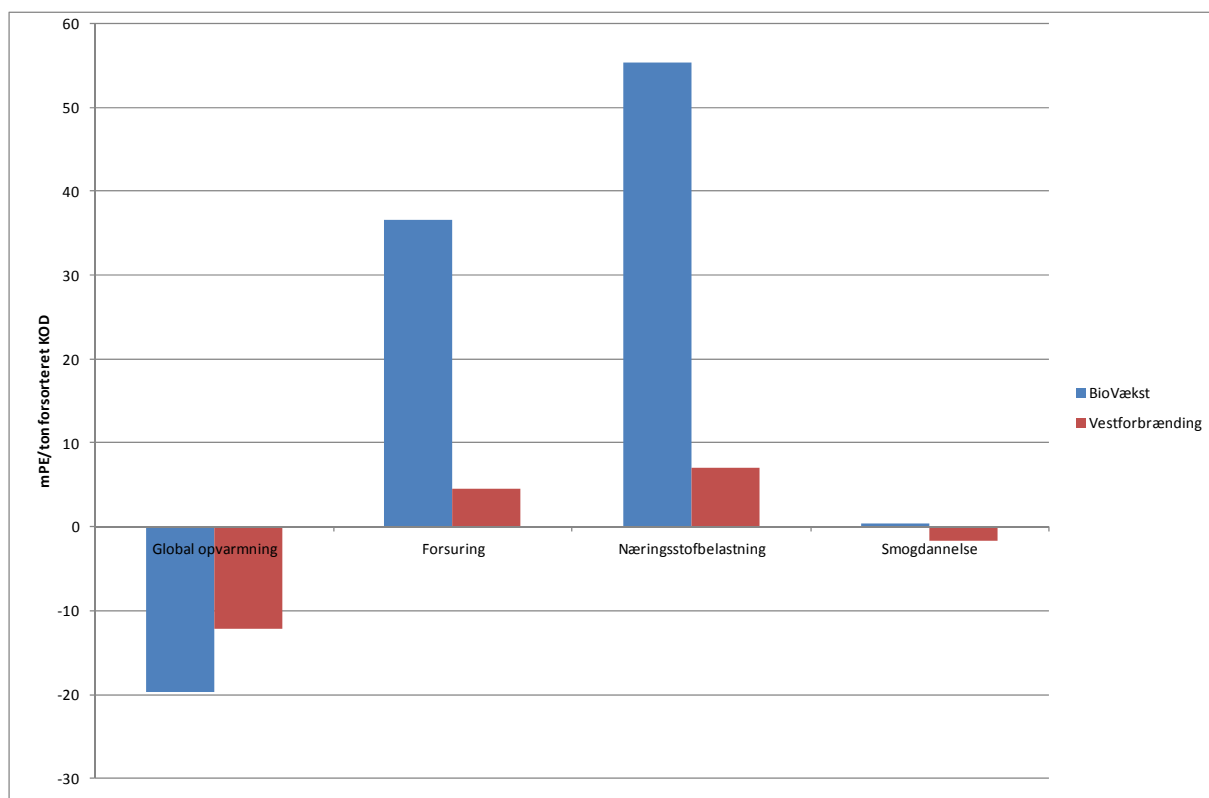
Ved fortolkning af resultaterne bør der lægges vægt på især to forhold: For det første kan størrelsen i personækvivalenter for to forskellige påvirkningskategorier kun sammenlignes indirekte, idet en større påvirkning i én kategori betyder, at miljøpåvirkningen udgør en procentvis større del af en gennemsnitspersons miljøpåvirkning i kategorien. Personækvivalenten siger dog ikke noget om vigtigheden kategorierne imellem. For det andet bør påvirkningskategorierne ikke tillægges samme vægt. De ikke-toksiske påvirkningskategorier, som der internationalt er konsensus om, bør vægtes højere end de toksiske påvirkningskategorier, som igen bør have forrang for de ”andre” kategorier, hvis udbredelse pt. er mere begrænset.

5.1 Totale potentielle miljøpåvirkninger

Figur 5-1 viser potentielle miljøpåvirkninger i de ikke-toksiske påvirkningskategorier¹ for behandling af 1 ton sorteret kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) på hhv. BioVækstanlægget og Vestforbrænding. Det ses, at BioVækstanlægget er miljømæssigt bedre end Vestforbrænding i påvirkningskategorien ”global opvarmning”, idet Biovækstanlægget bidrager med en potentiel påvirkning på -20 mPE/ton sorteret KOD i forhold til -12 mPE/ton sorteret KOD ved behandling på Vestforbrænding. Omregnet til CO₂-ækvivalenter svarer det til hhv. -174 og -104 kg/ton sorteret KOD. Negativt fortegn angiver netto-miljøbesparelser, hvilket betyder, at affaldssystemet samlet set substituerer eller erstatter mere forurenende virksomhed uden for affaldssystemet i denne miljøpåvirkningskategori.

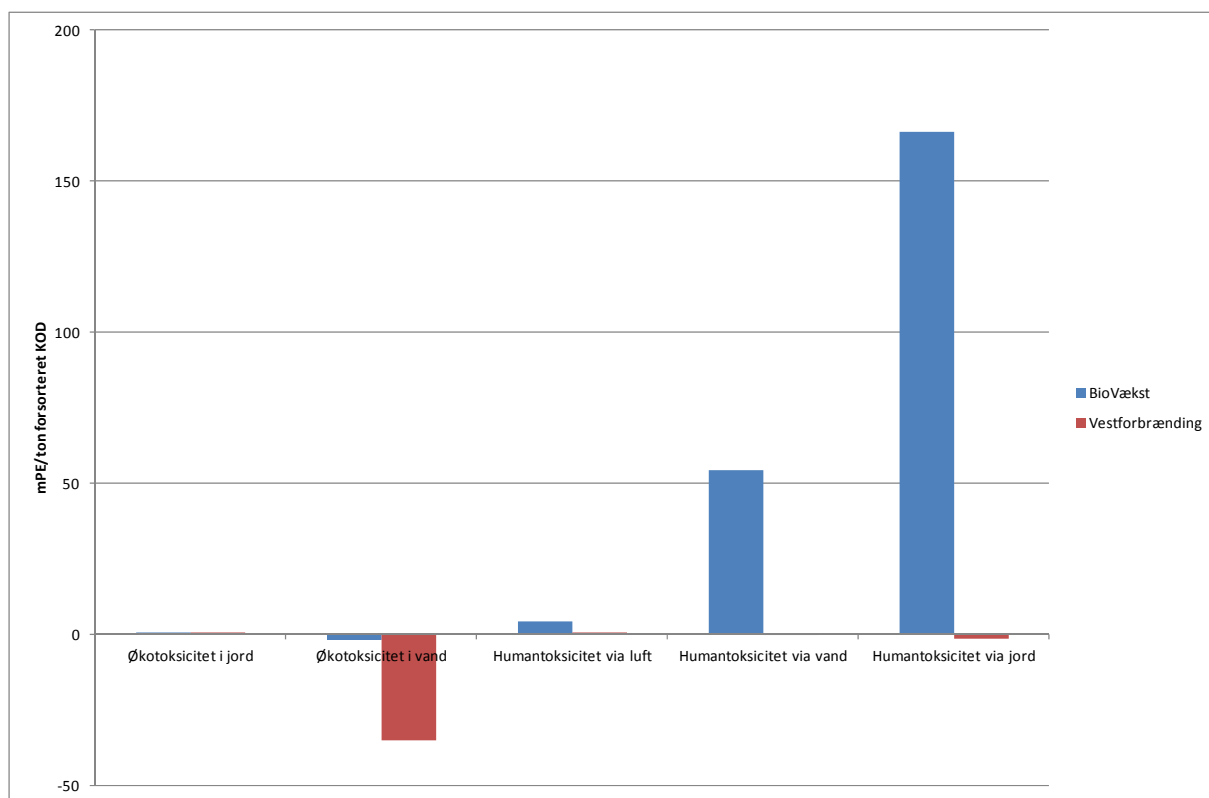
I de resterende ikke-toksiske påvirkningskategorier er Vestforbrænding miljømæssigt set bedre end BioVækst, idet netto-miljøpåvirkningerne er mindre mht. forsurende og næringsstofbelastning og besparelsen er større i kategorien ”smogdannelse”. De potentielle miljøpåvirkninger i kategorierne ”forsuring” og ”næringsstofbelastning” er væsentlig større for BioVækstanlægget end for Vestforbrænding, 37 og 55 i forhold til 4 og 7 mPE/ton sorteret KOD (en detaljeret forklaring på denne og andre forskelle mellem behandlingsmetoderne findes nedenfor i afsnit 5.3). Affaldsbehandling på Vestforbrænding resulterer i en ganske lille miljøbesparelse på -2 mPE/ton i kategorien ”smogdannelse” også kaldet ”fotokemisk ozondannelse” - Biovækstanlægget udviser praktisk taget ingen potentiel miljøpåvirkninger i denne kategori.

¹ Traditionelt inkluderes stratosfærisk ozonnedbrydning i de ikke-toksiske påvirkningskategorier, men da der kun er en meget lille samlet miljøbelastning målt i mPE i de to scenarier (mindre end 1 mPE/ton), udelades denne kategori her og i det følgende.



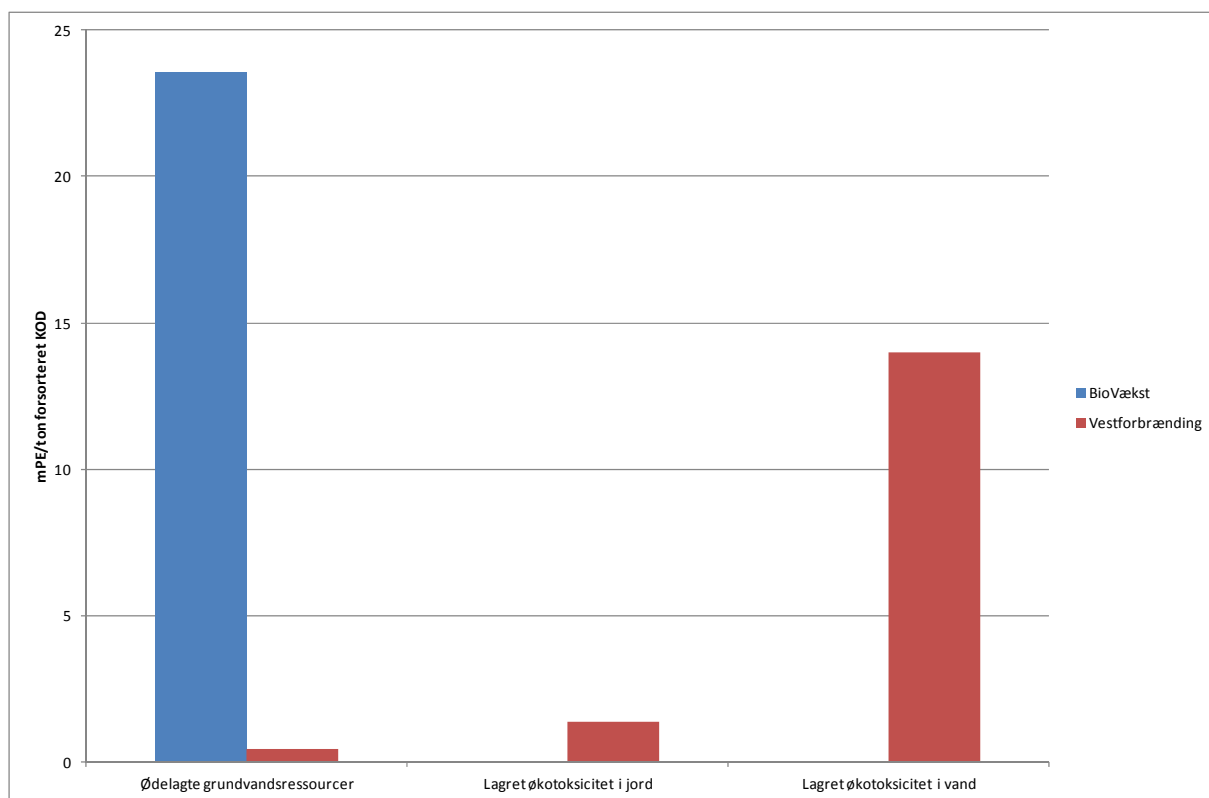
Figur 5-1. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD.

I de toksiske kategorier (Figur 5-2) er der miljøbesparelser for Vestforbrænding i kategorien "økotoksicitet i vand" (-35 mPE/ton sorteret KOD) og kun meget små potentielle påvirkninger i de resterende kategorier. Derimod var behandling på BioVækstanlægget forbundet med ret væsentlige potentielle netto-miljøpåvirkninger i kategorierne "humantoksicitet via vand og humantoksicitet via jord, hhv. 54 og 166 mPE/ton sorteret KOD. Den potentielle miljøpåvirkning for BioVækstanlægget i kategorien humantoksicitet via luft var lille, 4 mPE/ton sorteret KOD.



Figur 5-2. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forsorteret KOD.

De potentielle miljøpåvirkninger i de ”andre” miljøpåvirkningskategorier, dvs. ødelagte grundvandsressourcer og lagret økotoksicitet i vand og jord, kan ses på Figur 5-3. Mht. lagret toksicitet og ødelagt grundvandsressource er nettopåvirkningerne altid numerisk positive og udgør en nettopåvirkning af miljøet i de scenarier, hvor kategorien optræder. Det bemærkes, at Biovækstanlægget bidrager med en væsentligt større potentiel netto-miljøpåvirkning i kategorien ødelagte grundvandsressourcer end Vestforbrænding, 24 i forhold til mindre end 1 mPE/ton forsorteret KOD. Lagret økotoksicitet i vand og jord forekommer ikke i forbindelse med affaldsbehandling på BioVækstanlægget. På grund af håndtering af restprodukter ved affaldsforbrænding resulterer behandling af KOD på Vestforbrænding i potentielle miljøpåvirkninger på 1 mPE/ton forsorteret KOD i kategorien lagret økotoksicitet i jord og 14 mPE/ton forsorteret KOD i kategorien lagret økotoksicitet i vand.



Figur 5-3. Potentielle ”andre” miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD.

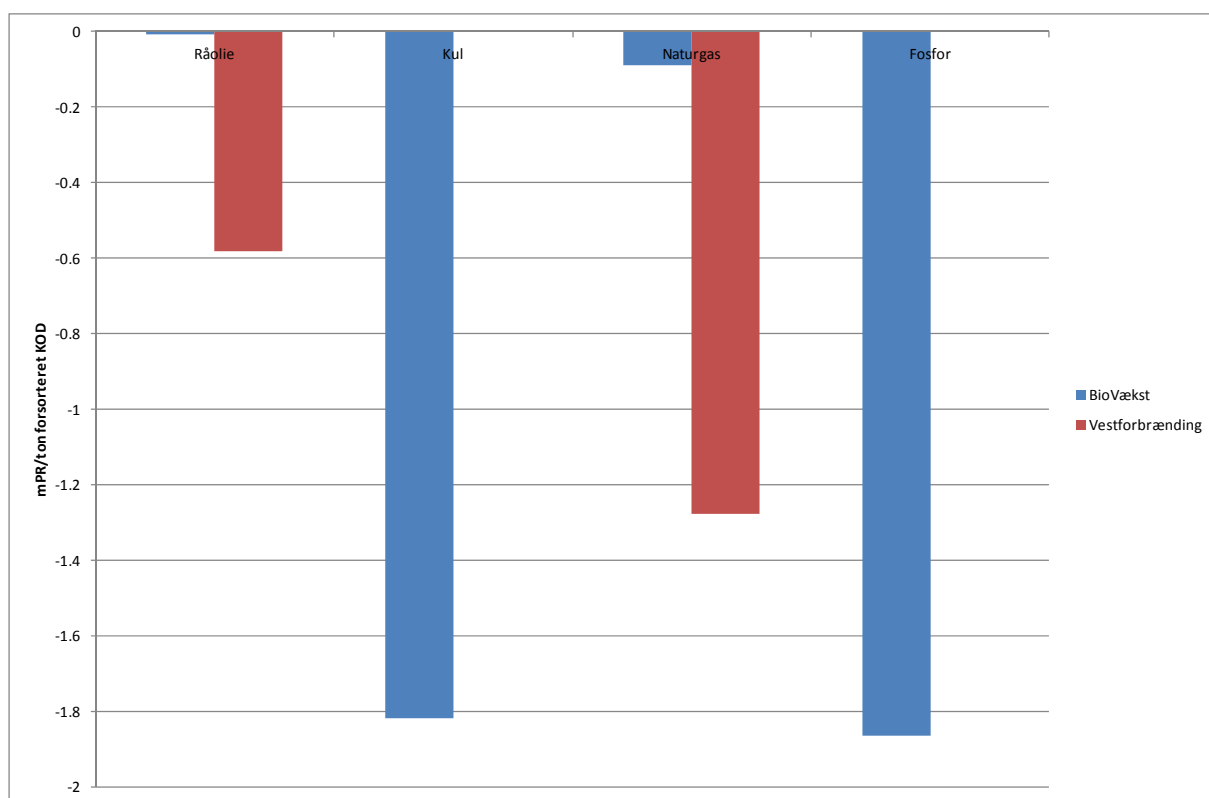
Sammenfattende kan det siges, at BioVækstanlægget således var miljømæssigt set bedre end forbrændingsanlægget i påvirkningskategorierne drivhuseffekt og lagret økotoxicitet i jord og vand. I kategorierne forsuring, næringsstofbelastning, smogdannelse, humantoksicitet via luft, vand og jord, økotoxicitet i vand og ødelagte grundvandsressourcer var forbrændingsanlægget miljømæssigt bedre end biologisk behandling på BioVækstanlægget. De potentielle miljøpåvirkningen i kategorierne smogdannelse, økotoxicitet i jord, humantoksicitet via luft og lagret økotoxicitet i jord er dog numerisk set så små, at forskelle mellem behandlingerne ikke bør tillægges nogen vægt.

5.2 Ressourceforbrug

Ressourceforbruget ved behandling af sorteret KOD kan ses af Figur 5-4. Det gøres opmærksom på, at der er tale om ressourceforbrug, som stammer fra hele behandlingsprocessernes livscyklus, og som derfor kan skyldes ressourcebesparelser eller –forbrug i underliggende processer uden for affaldssystemet. Der opgøres forbrug af langt flere ressourcer i EASEWASTE end de

her viste, men det er valgt kun at vise de ressourcer, hvor én af behandlingsmetoderne sparer eller forbruger mere end 0,5 mPR/ton sorteret KOD. De resterende ressourcer opgjort i EASEWASTE, som i overvejende grad inkluderer metaller, er derfor udeladt af miljøvurderingen. Som det ses af figuren, er den absolutte størrelse af ressourcebesparelser og forbrug lille, mindre end 2 mPR/ton sorteret KOD. Ressourceforbruget ved behandling af 1 ton sorteret KOD udgør altså mindre end 0,2 % af en gennemsnitspersons årlige resourceforbrug.

På den baggrund vurderedes det ikke at være nødvendigt at beregne fordelingen af resourceforbrug på livscyklusfaser vha. EASEWASTE, men i stedet knytte et par overordnede kommentarer til oprindelse af de væsentligste ressourcebesparelser.



Figur 5-4. Ressourceforbrug ved behandling af 1 ton sorteret KOD.

Det ses af figuren, at BioVækstanlægget udviser potentielle ressourcebesparelser mht. kul og fosfor på ca. -2 mPR/ton sorteret KOD (beregning af besparelsen af fosfor-ressourcer er som nævnt ikke inkluderet i den anvendte LCA-metode, som ligger til grund for EASEWASTE-modellen, men beregningsgrundlaget kan ses i afsnit 3.2.3). Kulbesparelsen skyldes BioVækstanlæggets produktion af elektricitet, som substituerer kulbaseret marginal elektricitet fra el-nettet. Mht. fosforbesparelsen skyldes den kompostens indhold af fosfor, som erstatter frem-

stilling af uorganisk fosforholdig gødning. Der er desuden en ressourcebesparelse af naturgas, som er mindre end 0,1 mPR/ton forsorret KOD. Vestforbrænding har ressourcebesparelser af råolie på -0,6 og af naturgas på -1,3 mPR/ton forsorret KOD. Ressourcebesparelserne skyldes Vestforbrændings energisubstitutioner.

5.3 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på livscyklusfaser

For at få en dybere forståelse af mekanismen bag resultaterne er de potentielle miljøpåvirkninger i de følgende afsnit opgjort på direkte emissioner samt underprocesser, som indgår i de respektive scenarier. Nettoværdierne er altså de samme som i figur 5-1 til 5-3, men fordelingen i hver søjle betegner forskellige bidrag, som samlet set udgør de potentielle miljøpåvirkninger i den pågældende miljøpåvirkningskategori.

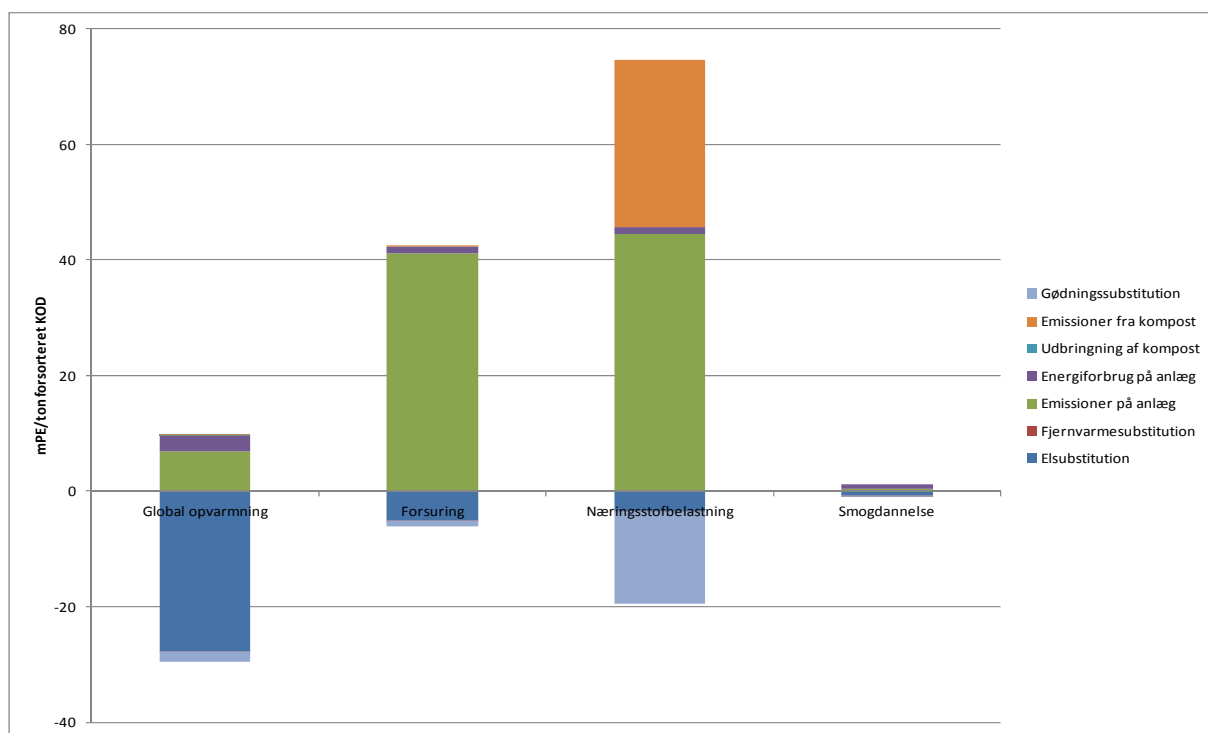
Ved behandling af KOD på BioVækstanlægget blev de potentielle miljøpåvirkninger opdelt på syv forskellige livscyklusfaser. Disse livscyklusfaser bestod af emissioner på selve anlægget, dvs. emissioner af ammoniak, metan og lattergas fra biogasproduktion og komposteringsproces. Desuden opgjordes potentielle miljøpåvirkninger i forbindelse med energiforbrug på anlægget; dette inkluderer både produktion af elektricitet og brændsler og emissioner ved brændselsforbrug. Miljøbesparelser ved BioVækstanlæggets energiproduktion og efterfølgende substitution af fossilt baseret elektricitet (og fjernvarme i følsomhedsanalyserne) er ligeledes angivet som selvstændige livscyklusfaser. Bidragene fra anvendelse af kompost på landbrugsjord er opdelt på tre underfaser bestående af udbringning, dvs. transport til markerne samt maskinel udbringning på marker, emissioner (og undgåede emissioner) fra komposten i jordmiljøer, herunder emissioner af lattergas og ammoniak og kulsstoflagring, samt substitution af uorganiske gødningsstoffer.

Potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af KOD på Vestforbrænding blev ligeledes opdelt på syv livscyklusfaser. Livscyklusfaserne inkluderede emissioner på anlægget inddelt i proces- og affaldsspecifikke emissioner. Til driften knytter sig desuden potentielle miljøpåvirkninger ved brug af hjælpestoffer samt håndtering af restprodukter. De energirelaterede livscyklusfaser opdelt i substitution af el og varme samt en speciel kategori ”ekstra el”, som er specielt relevant for forbrændingsanlæg beliggende i Københavnsområdet. ”Ekstra el” betegner manglende el, som skal erstattes af marginal el-produktion, ved varmeproduktion af et forbrændingsanlæg beliggende i Københavnsområdet (for en nærmere beskrivelse se afsnit 4.7.1).

5.3.1 BioVækstanlægget og udbringning af kompost

På Figur 5-5 ses de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af forsorret KOD på BioVækstanlægget opdelt på livscyklusfaser. Livscyklusfaser der befinder sig under x-aksen bidrager med netto-miljøbesparelser og livscyklusfaser over x-aksen bidrager med netto-miljøpåvirkninger. For global opvarmning betyder substitution af el ved anvendelse af biogas som brændsel i anlæggets biogasmotor mest, idet denne livscyklusfase står for mere end 90 % af

miljøbesparelserne. Til sammenligning betyder substitution af handelsgødning meget mindre. Af netto-påvirkninger udgør emissioner på anlægget af metan- og lattergas den største post efterfulgt af energiforbrug på anlægget i form af el og dieselolie. Det er værd at bemærke, at livscyklusfasen ”emissioner fra kompost” efterlader et netto-bidrag til miljøpåvirkninger, som dog er ganske lille. Denne livscyklusfase består af netto-påvirkninger fra N₂O-emission, som modvirkes af netto-besparelser fra kulstoflagring i jorden. Med de anvendte værdier for disse parametre samt kompostens C:N-forhold bliver resultatet, at miljøpåvirkningen ved lattergasemissionen lige netop overgår miljøbesparelserne ved kulstoflagring.

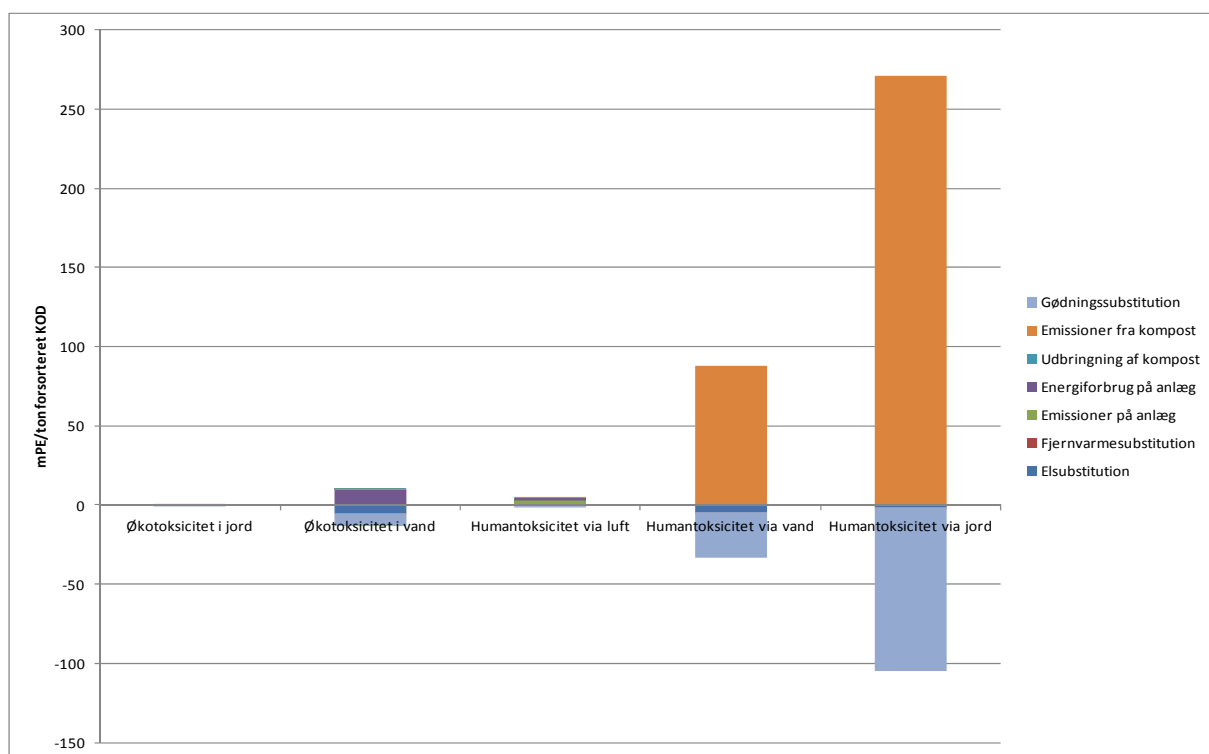


Figur 5-5. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton forsorret KOD på BioVækstanlægget fordelt på livscyklusfaser.

De potentielle miljøpåvirkninger i kategorierne forsuring og næringsstofbelastning er netto-belastninger, som hovedsagelig skyldes emissioner af ammoniak på BioVækstanlægget og udvaskning af nitrat ved anvendelse af kompost på landbrugsjord. For forsuring er det praktisk taget udelukkende emissioner af ammoniak fra eftermodningsprocessen, den del af komposteringsprocessen, som foregår i åbne betonkasser uden biofilter, der bidrager til denne påvirkningskategori. Det understreger, vigtigheden af gode data for kvælstofbalancen i forbindelse med miljøvurderinger af komposteringsanlæg. Næringsstofbelastning skyldes som sagt ligeledes ammoniakfordampning fra komposteringsfasen, men derudover bidrager anvendelse af kompost

også i form af en netto-belastning fra nitrateudvaskning samt en miljøbesparelse forårsaget af gødningssubstitution. Ifølge de anvendte eksterne processer for gødningsfremstilling giver fremstilling af fosforgødninger anledning til et relativt stort tab af fosfat til vandmiljøet, og substitution af denne produktion vha. udbringning af kompost resulterer derfor i en miljøbesparelse.

I de toksiske påvirkningskategorier (Figur 5-6) forekommer de numerisk største miljøbelastninger i hhv. humantoksicitet via vand og humantoksicitet via jord. Størrelsen af økotoksicitet i jord og vand samt human toksicitet via luft er så lille, at det ikke er hensigtsmæssigt at tillægge disse kategoriers fordeling på livscyklusfaser nogen betydning. Med hensyn til humantoksicitet via vand og jord skyldes nettomiljøbelastningerne udelukkende emissioner fra den udbragte kompost i form af indhold af tungmetaller og andre potentielt miljøskadelige stoffer. Som beskrevet i afsnit 4.5.1 betyder dette ikke, at grænseværdierne for komposten er overskredet (det er de ikke), men er et udtryk for en akkumulerede potentielle påvirkning gennem 100 år, som ikke er relateret til momentane overskridelser af grænseværdier.



Figur 5-6. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD på BioVækstanlægget fordelt på livscyklusfaser.

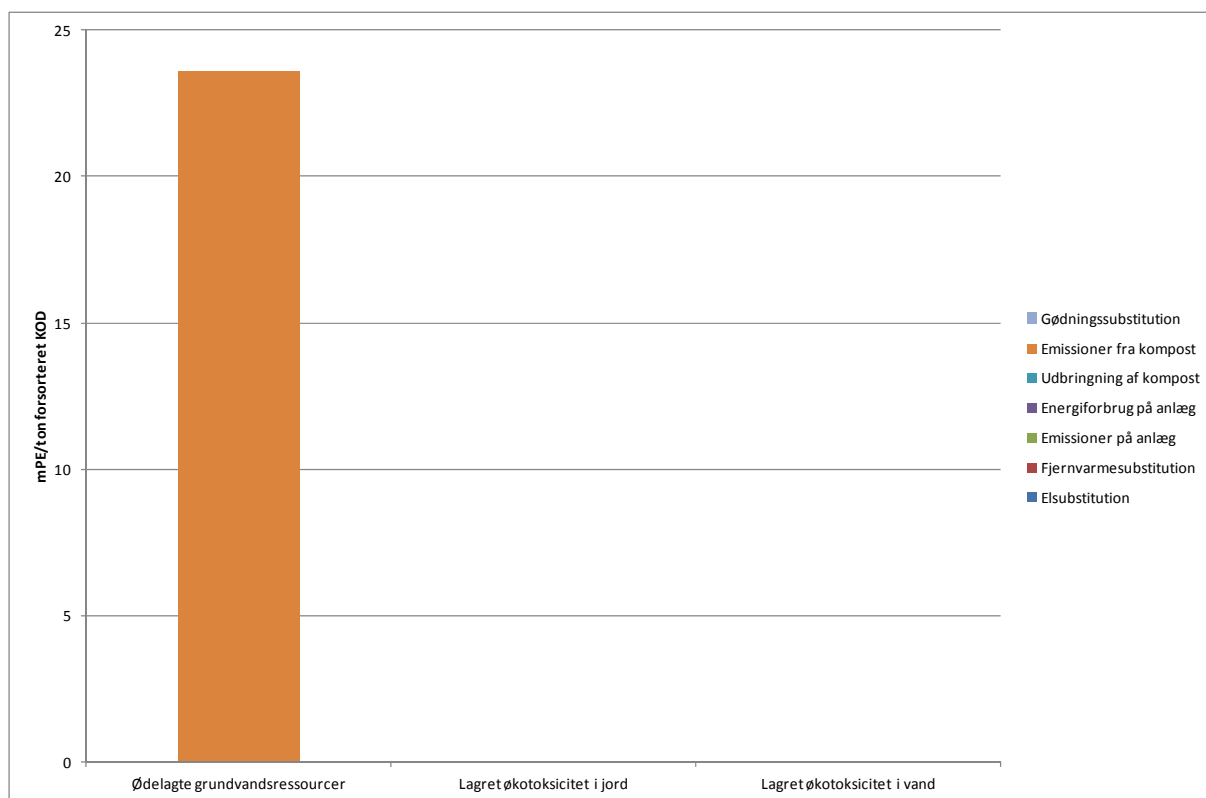
For humantoksicitet via jord kommer den største påvirkning fra arsen efterfulgt af molybdæn og kviksølv, for humantoksicitet via vand er der udelukkende tale om kviksølv. Netto-

påvirkningerne opvejes i nogen grad af besparelser ved substitution af uorganisk gødning, hvor det hovedsagelig er brydning af fosfat, som leder til emissioner af tungmetaller, som altså undgås ved anvendelse af kompost på landbrugsjord.

Arsenindhold i komposten er som nævnt den væsentligste faktor, som leder til potentiel human-toksicitet via jord. I EASEWASTE-modelleringen stammer dette stof for meget stor del fra op-samlingsmaterialefraktionen "other non-combustible", som er anvendt til at indbefatte forurenin-ger i komposten opstået ved kildesorteringen. Det gøres opmærksom på, at den modelerede ar-senmængde stemmer godt overens med kompostdeklarationen. Materialefraktion "other non-combustible", indeholder også en stor del af det molybdæn, som ligeledes bidrager til humantok-sicitet via jord. En bedre kildesortering vil derfor muligvis kunne medvirke til en formindskelse af de potentielle miljøpåvirkninger i disse påvirkningskategorier, men det understreges, at der mangler viden om den præcise lokalisering af disse stoffer i affaldsstrømmen.

De såkaldte "andre" miljøpåvirkningskategorier, dvs. ødelagte grundvandsressourcer og lagret økotoksicitet i jord og vand, er afbildet på Figur 5-7. Miljøpåvirkningerne i de to sidstnævnte kategorier skyldes langt overvejende potentiel udvaskning fra slagge fra forbrændingsanlæg og findes derfor ikke i forbindelse med behandling af KOD på BioVækstanlægget.

Der er en relativ stor nettomiljøpåvirkning i kategorien ødelagte grundvandsressourcer. Dette resultat er demonstreret i en tidligere LCA-rapport om biologisk behandling af organisk dagre-novation ("LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner"), og skyldes ned-sivning af nitrat til grundvandet ved udbringning af kompost på landbrugsjord. Som angivet i afsnit 4.5.2 er emissionskoefficienterne for nedsivning af nitrat til grundvandet beregnet af KU LIFE vha. agro-økosystemmodellen DAISY og derefter benyttet i EASEWASTE. Klimaforhold, jordtype samt afgrøder har indflydelse på resultatet, og med hensyn til nedsivning af nitrat til grundvandet har jordtypen stor betydning, idet sandjord øger risikoen for nitratnedsivning til grundvandet. Det bør dog nævnes, at i den konkrete situation, hvor komposten udbringes i Lam-mefjordsområdet, der ikke har grundvandsinteresser, bør man tillægge denne påvirkningskatego-ri mindre betydning.



Figur 5-7. Potentielle ”andre” miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD på BioVækstanlægget fordelt på livscyklusfaser.

Resultaterne af opdeling af potentielle miljøpåvirkninger på livscyklusstadier kan sammenfattes ved at pege på de vigtigste livscyklusfaser for de respektive påvirkningskategorier: for global opvarmning er el-substitution ved brug af biogas altafgørende for miljøbesparelsen. Forsuring og næringsstofbelastning skyldes hovedsagelig ammoniakfordampning fra eftermodning af kompost, men for næringsstofbelastning også udvaskning af nitrat fra udbragt kompost. I de toksiske påvirkningskategorier er indholdet af tungmetaller og arsen i komposten af stor betydning for den potentielle miljøpåvirkning; dog er der en miljøbesparelse forbundet med substitution af uorganisk gødning. Ødelagte grundvandsressourcer skyldes udelukkende nedsivning af nitrat fra udbragt kompost.

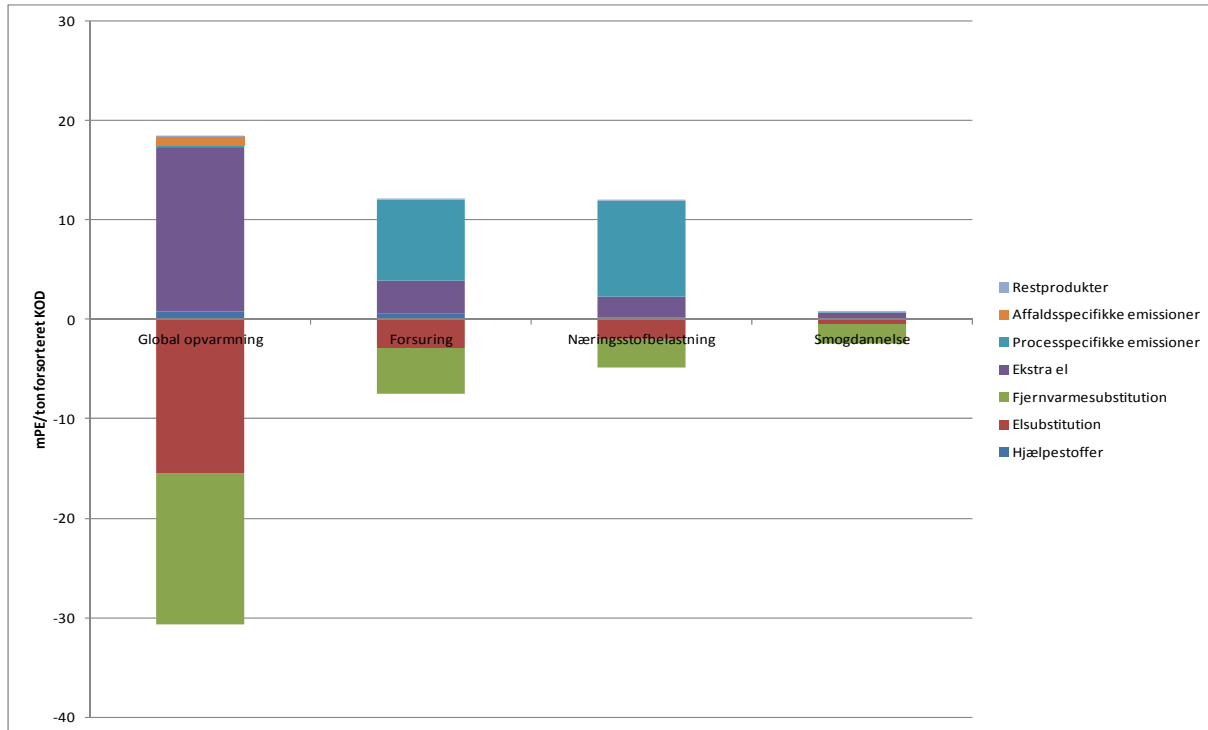
5.3.2 Vestforbrænding

På Figur 5-8 ses de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af sorteret KOD på Vestforbrænding opdelt på livscyklusfaser. De potentielle miljøpåvirkninger blev fordelt på processpecifikke og affaldsspecifikke emissioner, brug af hjælpestoffer og håndtering af restprodukter samt elproduktion, varmeproduktion og ”ekstra elproduktion”. Denne sidste underproces, som er karakteristisk for det komplicerede fjernvarmesystem i københavnsområdet, op-

står ved, at varmeproduktionen fra forbrændingsanlægget skubber varme fra et antal modtryksværker ud. Denne type værker kan ikke ændre forholdet mellem el- og varmeproduktion og må derfor sænke elproduktionen. Den tabte elproduktion skal erstattes af marginalt produceret el, som er mere emissionstung. Som det ses af figuren, er der tale om en væsentligt netto-påvirkning i flere miljøpåvirkningskategorier fra denne proces, der er i samme størrelsesorden, som gevinsterne ved anlæggets elsubstitution.

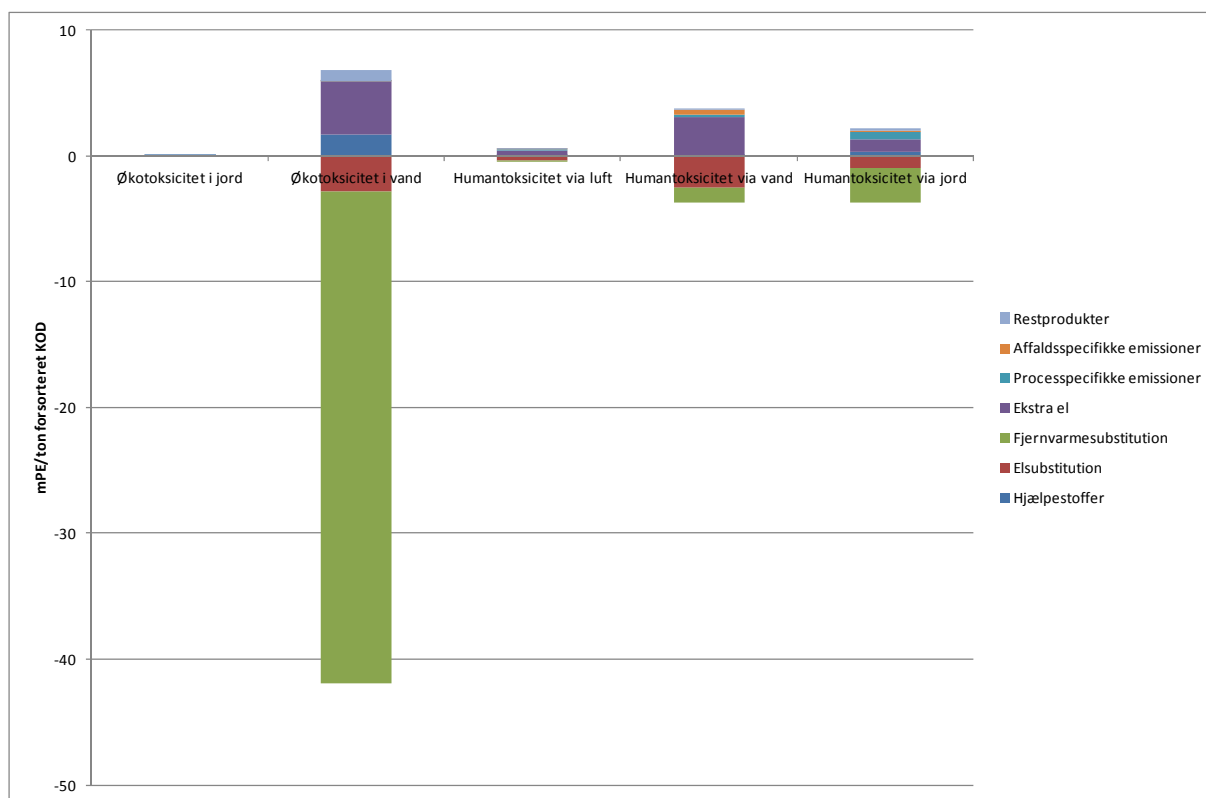
I kategorien ”global opvarmning” er der ubetydelige netto-påvirkninger fra anvendelse af hjælpestoffer og processpecifikke emissioner (sidstnævnte fra små mængder af fossilt kulstof i affaldet). Længst de største besparelser kommer fra energisubstitutionen, hvor el- og varmesubstitutionen er af samme størrelsesorden ca. -15 mPE/ton sorteret KOD. ”Ekstra el” bidrager derimod med en nettobelastning på ca. 16 mPE/ton sorteret KOD.

I miljøpåvirkningskategorien forsurening er det processpecifikke emissioner i form af NO_x og SO₂, som har størst betydning. For næringsstofbelastning er det ligeledes processpecifikke emissioner, der har betydning, dog kun i form af NO_x. Med hensyn til energisubstitutionen ses det samme billede, som for global opvarmning, idet el- og varmesubstitution bidrager med besparelser ved at erstatte mere forurenende produktion, hvorimod den ”ekstra el”, som skal fremskaffes fra marginal elproduktion bidrager med nettobelastninger.



Figur 5-8. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD på Vestforbrænding fordelt på livscyklusfaser.

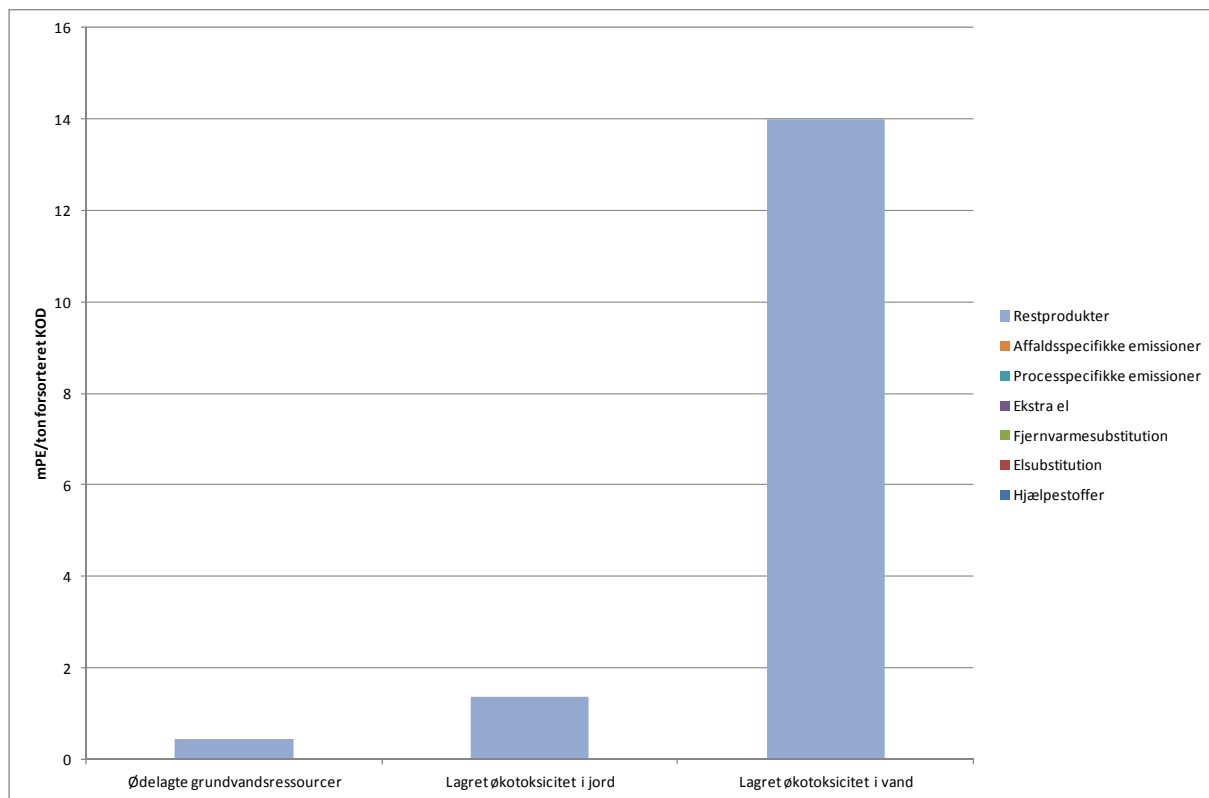
De potentielle toksiske miljøpåvirkninger for Vestforbrænding opdelt på livscyklusfaser kan ses på Figur 5-9. Netto-påvirkningerne er små undtaget i kategorien ”økotoksicitet i vand”. I alle toksiske kategorier ses det samme billede, dvs. at el- og varmesubstitutionen bidrager med miljøbesparelser og de resterende livscyklusfaser bidrager med miljøbelastninger i større eller mindre grad, dog domineret af ”ekstra el”. Den samlede potentielle miljøbesparelse i kategorien ”økotoksicitet i vand” er relativ stor, hvilket i overvejende grad skyldes, at forbrændingsanlæggets varmeproduktion substituerer en mere forurenende proces netop i denne påvirkningskategori. Det drejer sig om et varmeværk, som i EASEWASTE er modeleret med forbrug af brændselolie, hvor der ved produktionen af dette brændsel sker en emission af PAH’er til miljøet. Substitution af denne proces resulterer derfor i en væsentlig miljøbesparelse, som derfor til dels er uden for energisystemets indflydelse for slet ikke at sige affaldssystemet.



Figur 5-9. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD på Vestforbrænding fordelt på livscyklusfaser.

I de ”andre” påvirkningskategorier (Figur 5-10), lagret økotoksicitet i jord og vand og ødelagt grundvandsressource bidrager affaldsforbrænding til nettomiljøpåvirkninger, altså en miljøbe-

lastning. Den store påvirkning mht. lagret økotoksicitet i vand stammer fra potentiel udvaskning af tungmetaller, især kobber, fra slaggen ved brug til vejbygning samt deponering.



Figur 5-10. Potentielle ”andre” miljøpåvirkninger ved behandling af 1 ton sorteret KOD på Vestforbrænding fordelt på livscyklusfaser.

6 Følsomhedsanalyser

Modelleringen af hovedscenarierne bygger på en række forudsætninger om BioVækstanlæggets miljøprofil - beregnet på grundlag af det udførte måleprogram - samt miljøprofilen for forbrændingsanlægget. Det viste sig dog, at bestemmelse af flere af især BioVækstanlæggets miljøparametre var forbundet med en vis usikkerhed, blandt andet pga. måletekniske problemer. Desuden pegede præliminære resultater på tiltag, som potentielt kunne forbedre BioVækstanlæggets miljøprofil. Der blev derfor udført en række følsomhedsanalyser for at belyse miljøvurderingens robusthed over for ændringer i væsentlige parametre samt mulighederne for at forbedre BioVækstanlægget.

Følsomhedsanalyserne falder i tre dele: Først blev det undersøgt, i hvor høj grad det var muligt at forbedre BioVækstanlæggets miljøprofil ved at modellere en optimering af anlæggets drift, der inkluderede tilslutning af BioVækstanlæggets gasmotor til et fjernvarmenet, en udvidelse af biofiltret til at omfatte hele produktionsområdet samt en øget metanproduktion ved udnyttelse af en større andel af affaldets metanpotentiale. En diskussion af den maksimale udnyttelse af metanpotentialet i et anlæg af BioVæksts type kan findes i afsnit 3.2 i en tidligere rapport (Møller & Christensen, 2007).

Dernæst blev undersøgt, hvor stor potentiel miljøpåvirkning variation i et antal emissionsparametre på anlægget kunne afstedkomme. Her er der tale om emission af metan, lattergas og ammoniak, da disse stoffer vides at have stor indflydelse på adskillige potentielle miljøpåvirkningskategorier. Samtidig kan emissionerne af disse stoffer ikke måles direkte på anlægget, men må kvantificeres vha. indirekte metoder eller på grundlag af litteraturværdier, hvorfor de er behæftet med en vis usikkerhed.

Tilslut blev der udført følsomhedsanalyser med ændrede rammebetingelser for fjernvarmesystemet og udbringning af kompost. Som beskrevet i afsnit 5.3.2 har Vestforbrændings placering i Københavnsområdet stor betydning for miljøprofilen af forbrænding af KOD pga. de særlige forhold for fjernvarmesystemet. For at dokumentere denne effekt blev forbrænding af forsorteret KOD modelleret på et forbrændingsanlæg uden for Københavnsområdet, her eksemplificeret ved et forbrændingsanlæg beliggende i et centralt kulfyret kraftvarmeværks fjernvarmeområde. En anden parameter, som ligeledes er afhængig af geografisk placering, er jordtypen hvor komposten udbringes, og det blev derfor undersøgt, hvilken betydning sandjord havde i forhold til lerjord.

Tabel 6-1 viser en oversigt over de otte følsomhedsanalyser, der blev foretaget samt angivelse af størrelsen af ændringer i de forskellige parametre. En beskrivelse af, hvorledes parametrene fastlagdes til brug for basisscenariet, kan findes i kapitel 4. Ændringernes størrelse ligger inden for

intervaller angivet i den videnskabelige litteratur, og der er således ikke valgt ekstreme værdier. Mht. at inddrage hele produktionsområdet under et biofilter oplyser Solum A/S, at denne ændring i anlæggets indretning udgør en realistisk mulighed for forbedring af driften.

Tabel 6-1. Følsomhedsanalyser

Følsomhedsanalyse	Ændringer i modellering i EASEWASTE
Fjernvarmeproduktion	49,4 % af metanens nedre brændværdi omsættes til fjernvarme, som substituerer gennemsnitlig dansk fjernvarmeproduktion.
Hele produktionsområdet under biofilter	Eftermodningen af kompost i betonkasserne sker med luftskifte gennem biofilter. På den måde begrænses NH ₃ -tabet til 2 % af det totale N-indhold i affaldet.
Øget metanproduktion	Metanproduktionen øges fra 56 % til 70 % af metanpotentialet.
Øget diffust metantab	Metantab fra rørsamlinger og i forbindelse med vedligeholdelse sættes op fra 0,1 % til 3 % af metanproduktionen
Øget N ₂ O-emission	N ₂ O-emissionen sættes op fra 1,1 % til 3 % af det samlede kvælstoftab
Øget NH ₃ -tab	Det samlede N-tab til miljøet i form af NH ₃ sættes op fra 26 % til 50 % af den totale mængde NH ₃ , som produceres under komposteringsprocessen.
Anden jordtype ved udbringning af kompost	Komposten tænkes udbragt på sandjord i stedet for på lerjord. Dette ændrer mængden af nitrat til grundvandet fra 20 % til 62 % af det totale N-indhold i komposten
Ændrede rammebetingelser for forbrændingsanlæggets energisubstitution	Affaldsforbrænding modelleres som på et forbrændingsanlæg i et centralt kulfyret kraftvarmeværks fjernvarmeområde. I modsætning til i Københavnsområdet skal der ikke produceres "ekstra el"

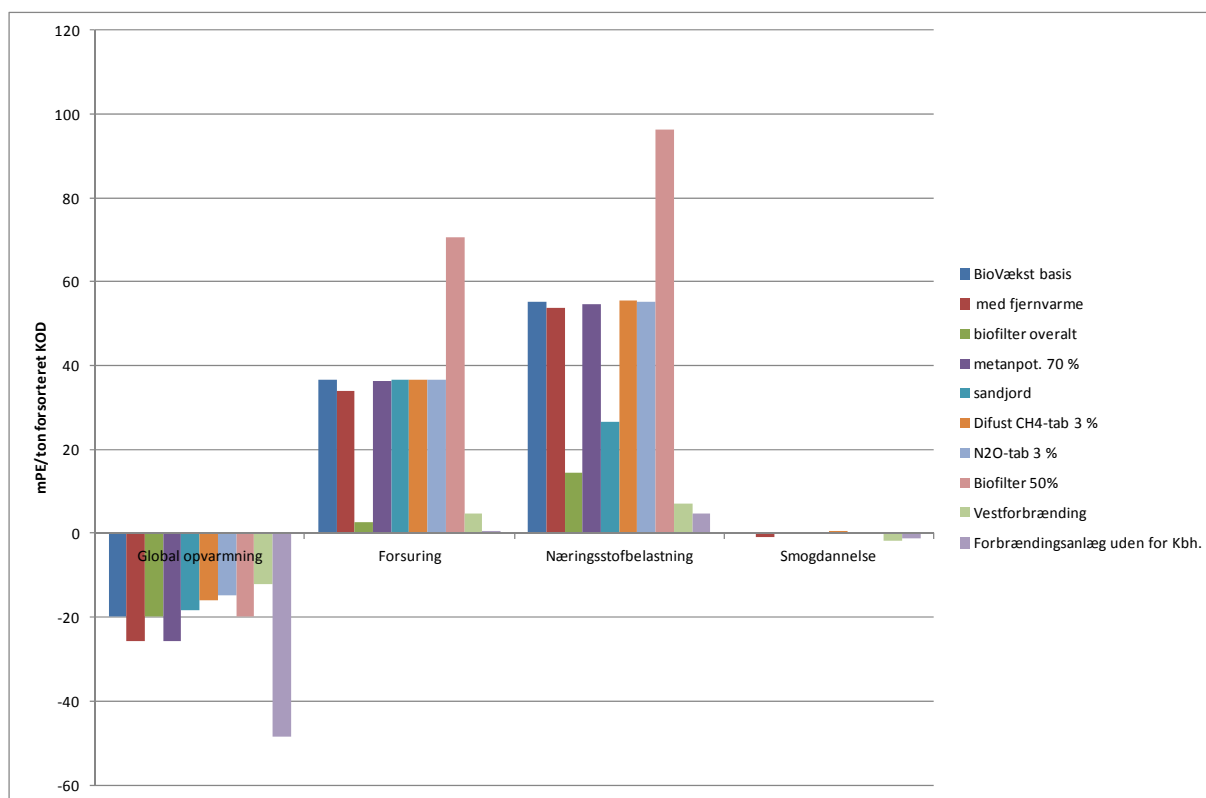
Det skal fremhæves, at følsomhedsanalyser ikke er egnede til at vurdere valg af fundamentalt anderledes scenarier. Forbrænding af komposten fra BioVækst anlægget kan således kun vurderes som et selvstændigt nyt scenarium.

6.1 Totale potentielle miljøpåvirkninger i følsomhedsscenarier

Figur 6-1 til 6-3 viser de potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af forsorteret KOD på hhv. BioVækstanlægget og Vestforbrænding i otte følsomhedsscenarier sammenholdt med de to ba-

sissscenarier. I dette afsnit sammenlignes de potentielle miljøpåvirkninger og det vigtigste er at bemærke rangfølgen mellem de enkelte følsomhedsscenarier og basisscenarierne. En mere detaljeret forklaring på de iagttagede forskelle findes i afsnit 6.2 nedenfor, hvor de potentielle miljøpåvirkninger er fordelt på livscyklusfaser i forbindelse med hver følsomhedsanalyse.

Figur 6-1² viser de potentielle miljøpåvirkninger i de ikke-toksiske påvirkningskategorier. I påvirkningskategorien global opvarmning udviser scenarierne med ændring af biofilter ingen ændring i forhold til basisscenariet. To følsomhedsscenarier har en forøget miljøbesparelse i denne kategori; det drejer sig om scenarierne med fjernvarmeproduktion og øget metanproduktion. De resterende scenarier med ændringer på BioVækstanlægget mht. emissioner af metan og N₂O samt udbringning af kompost på sandjord udviser et fald i miljøbesparelsen i forhold til basisscenariet. Det skal bemærkes, at alle følsomhedsscenarier stadig er bedre end basisscenariet for Vestforbrænding.

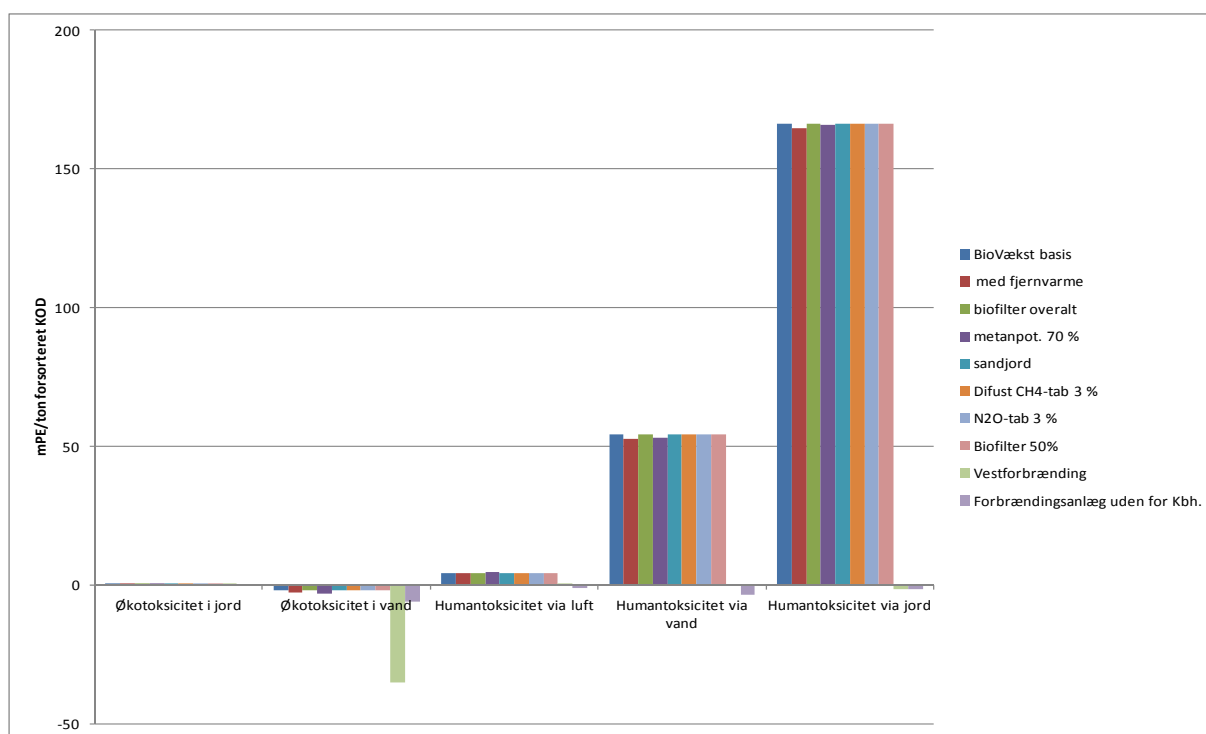


Figur 6-1. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for samtlige følsomhedsscenarier

² Til hjælp for identifikation af følsomhedsscenarier på figuren kan oplyses, at den øverste markør i signaturforklaringen repræsenterer søjlen yderst til venstre i hver påvirkningskategori, og at søjlerne til højre for den følger markørernes nedadgående rækkefølge.

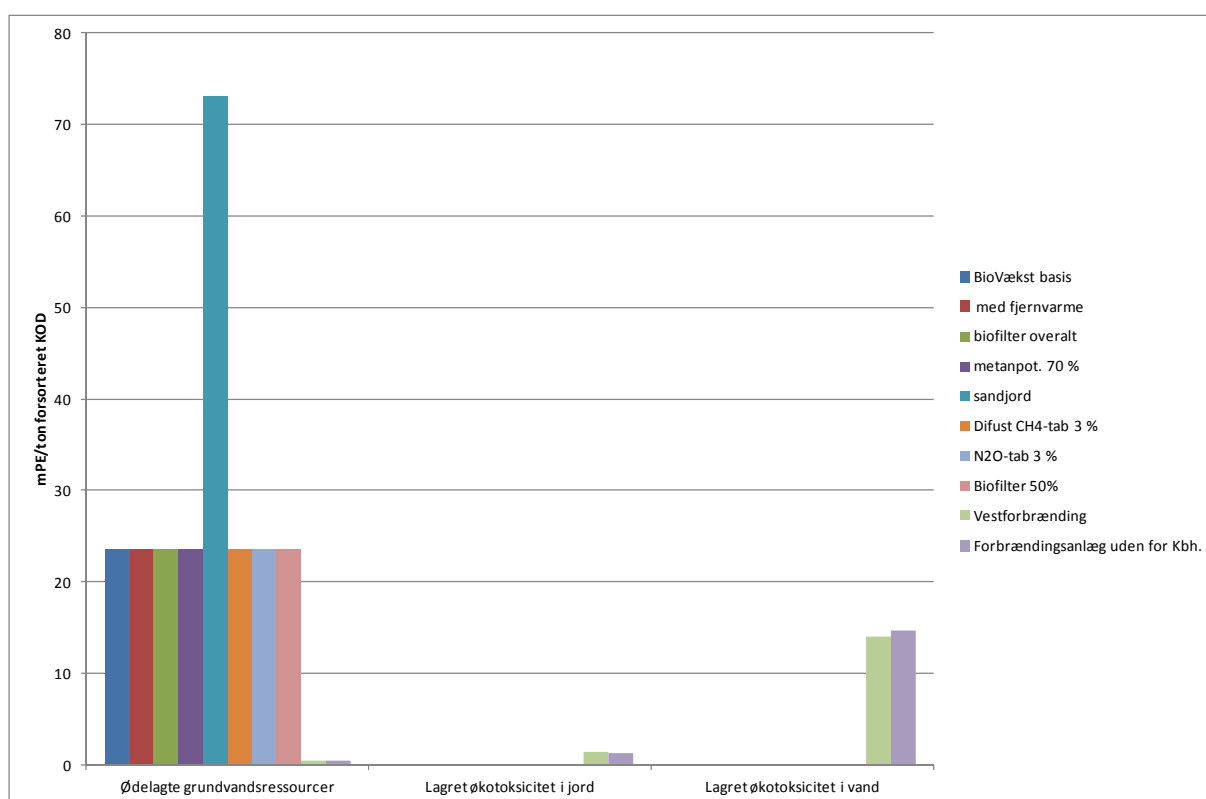
Som det ses, har den geografiske placering af forbrændingsanlægget stor indflydelse på potentiel global opvarmning. For forsuring skiller scenarierne med ændringer ved biofiltret sig ud, idet scenariet med biofilter over hele produktionsområdet faktisk bliver bedre end behandling på Vestforbrænding. Scenariet med lavere effektivitet af biofiltret resulterer derimod i en væsentlig højere miljøbelastning i denne kategori. De samme forhold gør sig gældende for næringsstofbelastning, men også scenariet med udbringning af kompost på sandjord forbedres væsentligt i denne kategori. Sammenfattende kan det siges, at miljøvurderingen er robust over for de undersøgte ændringer, dvs. rangfølgen mellem behandling af forsorteret KOD på BioVækstanlægget og på Vestforbrænding ændrer sig ikke undtaget i forbindelse med ét scenarie – udstrækning af biofiltret til hele produktionsområdet.

På Figur 6-2 ses de potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske påvirkningskategorier. Som det kan ses er ændringerne ubetydelige selvom miljøbelastningerne i kategorierne humantoksicitet via vand og jord er relativt store. De observerede forskelle imellem scenarierne er så små, at de ikke bør tillægges betydning og miljøvurderingen er således robust i de toksiske påvirkningskategorier over for ændringer beskrevet i følsomhedsscenarierne.



Figur 6-2. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger for samtlige følsomhedsscenarier

I de "andre" miljøpåvirkningskategorier (Figur 6-3) ses, at kun scenariet med udbringning af kompost på sandjord skiller sig ud, idet der er en kraftig forøgelse af den potentielle miljøbelastning i "ødelagte grundvandsressourcer". Da forbrændingsanlægget i forvejen ikke er repræsenteret i denne kategori ændrer det ikke ved scenariernes rangfølge, og miljøvurderingen er ligeledes robust over for de undersøgte ændringer i disse miljøpåvirkningskategorier.



Figur 6-3. Potentielle "andre" miljøpåvirkninger for samtlige følsomhedsscenarier

Den overordnede konklusion, som kan drages på grundlag af følsomhedsanalyserne, er, at miljøvurderingen er temmelig robust over for de undersøgte ændringer, idet der kun var ét følsomhedsscenarie (udstrækning af biofiltret til hele produktionsområdet), som gav anledning til, at rangfølgen skiftede mellem behandling af KOD på BioVækstanlægget og på Vestforbrænding. Selvom rangfølgen er konstant, kan der alligevel ske forbedringer på BioVækstanlægget ved at ændre på andre parametre end denne, således at de udførte følsomhedsanalyser bør kunne anvendes fremadrettet til at vurdere nye miljøtiltag.

6.2 Potentielle miljøpåvirkninger i udvalgte følsomhedsscenarier opdelt på livscyklusfaser

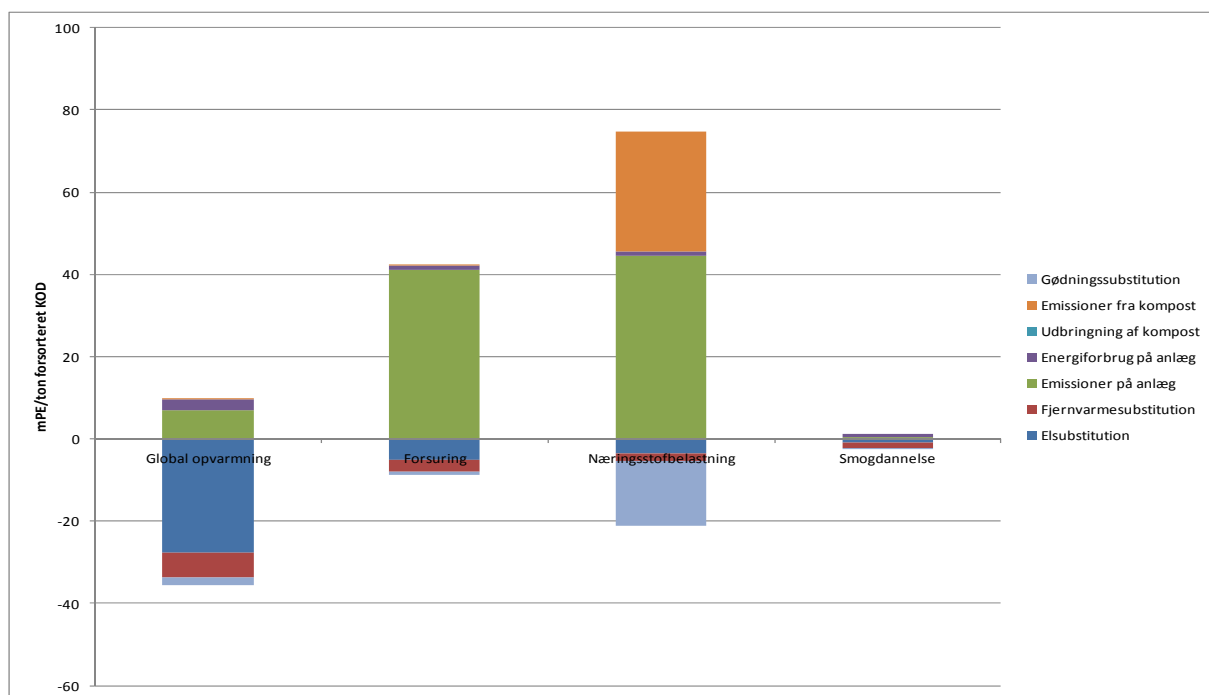
I det følgende vises de potentielle miljøpåvirkninger i følsomhedsscenarierne opdelt på livscyklusfaser, dog kun i udvalgte scenarier, hvor der er særlig grund til at undersøge mekanismerne, der ligger bag. Mht. scenarierne med øgede emissioner af metan, lattergas og ammoniak hører påvirkningerne tydeligvis til under livscyklusfasen "emissioner på anlæg", og mekanismerne er ligeledes temmelig enkle, idet lattergas og metan kun indvirker på global opvarmning, og ammoniakfordampningen kun har indflydelse på påvirkningskategorierne forurening og næringsstofbelastning.

Mht. til diffus metanemission er der en sideeffekt, da mængden af metan til energifremstilling bliver tilsvarende mindre, men dette er i praksis af meget lille betydning, da det drejer sig om nogle få procent af den samlede metanproduktion. Effekten af biofiltret er ligeledes forholdsvis enkel, da det forudsættes, at biofiltret opfanger ammoniakfordampning med høj effektivitet, men ikke filtrerer andre drivhusgasser. Tilslut kan nævnes scenariet med udbringning af kompost på sandjord, hvor det fremgik, at potentielt ødelagte grundvandsressourcer steg i forbindelse med et tilsvarende fald i næringsstofbelastningen pga. et fald i udsivning af nitrat fra komposten.

Systemeffekterne ved at inkludere fjernvarmeproduktion på BioVækstanlægget er mere komplicerede, da energiproduktion berører flere miljøpåvirkningskategorier. Da det samtidig ikke har været muligt at skaffe data om størrelsen af en eventuel fjernvarmeproduktion, og det derfor valgtes at undlade den i basisscenariet, kan det være på sin plads at vise følsomhedsscenariet med fjernvarmeproduktion i detaljer. Det samme er tilfældet for øget udnyttelse af affaldets metanpotentiale, som også indvirker på energiproduktionen, og hvor der har været meget fokus på størrelse af denne parameter. Til slut kan det være af interesse at se scenariet med affaldsforbrænding uden for Københavnsområdet i nærmere detaljer for at forstå betydningen af forbrændingsanlæggets indpasning i det lokale fjernvarmenet

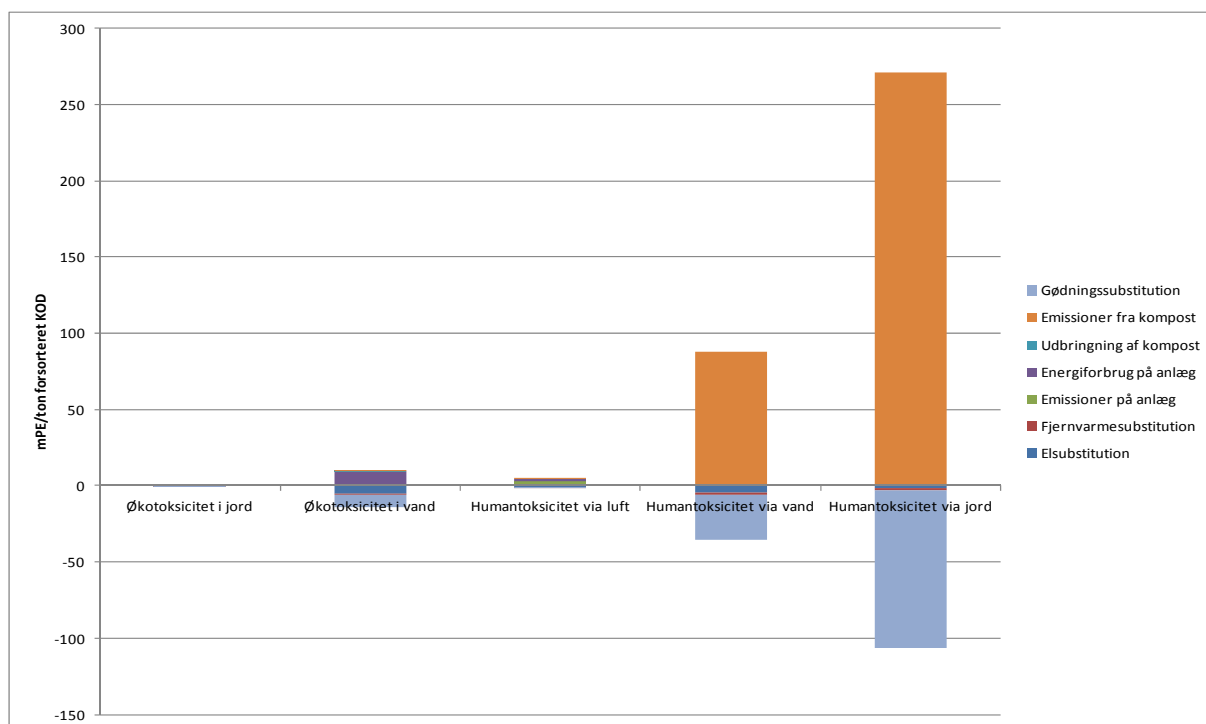
6.2.1 Fjernvarmeproduktion

Figur 6-4 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger, når man antager at BioVækstanlægget kan eksportere al varme fra biogasmotoren som fjernvarme. De ekstra potentielle miljøpåvirkninger repræsenteres af de røde dele af søjlerne. Det ses, at fjernvarmeproduktion har relativ lille indflydelse på miljøprofilen uden for kategorien "global opvarmning", hvor fjernvarmen bidrager til en yderligere miljøbesparelse på ca. 6 mPE/ton forsorteret KOD. Den forholdsvis lille effekt af fjernvarmeproduktion skyldes, at varmeproduktion og dermed substitution af anden fjernvarmeproduktion, som til dels er baseret på fossile brændsler tilskrives, mindre miljøbesparelse end en tilsvarende el-produktion. Dette forhold gør sig især gældende i Danmark, hvor en stor del af fjernvarmeproduktionen sker som samproduktion med elektricitet som hovedprodukt.



Figur 6-4. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved antagelse af fjernvarmeproduktion fra BioVækstanlægget.

Med hensyn til de toksiske miljøpåvirkningskategorier er der, som det ses af Figur 6-5, praktisk taget ingen effekt af at inkludere fjernvarmeproduktion på BioVækstanlægget. De væsentligste livscyklusfaser i de toksiske kategorier er som nævnt andetsteds emissioner forbundet med kompostudbringning og elsubstitutionen.

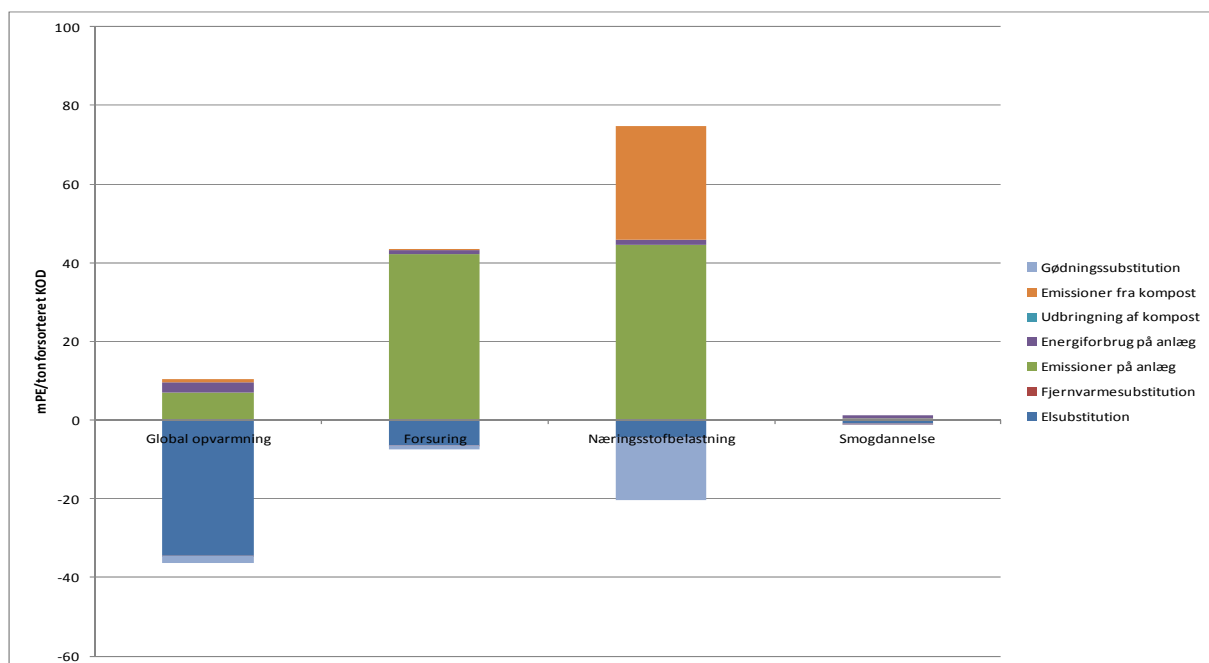


Figur 6-5. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved antagelse af fjernvarmeproduktion fra BioVækstanlægget.

Der er her antaget, at BioVækstanlægget substituerer dansk fjernvarme produceret uden for Københavnsområdet, og at BioVækstanlægget derfor ikke er underlagt de samme rammebetingelser som Vestforbrænding mht. fjernvarmeproduktionen. Hvis man i stedet forestiller sig, at BioVækst blev sluttet til fjernvarmenettet i Københavnsområdet vil det resultere i de samme effekter som ses ved Vestforbrændings varmesubstitution, og gevinsten ved at producere fjernvarme ville blive marginal.

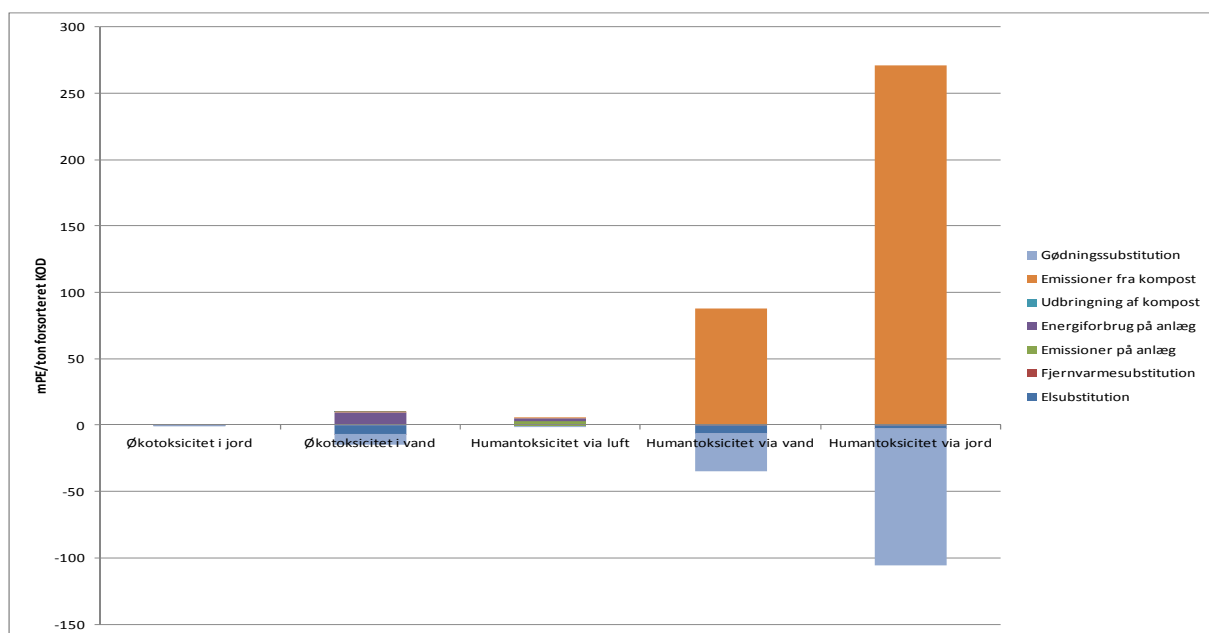
6.2.2 Øget biogasproduktion

I denne følsomhedsanalyse antages biogasproduktionen at øges fra ca. 56 % til 70 % af affaldets metanpotentiale. Dette resulterer i en øget biogasproduktion og der af følgende større elproduktion (i dette scenarie er der ikke regnet med fjernvarmeproduktion). Som det ses af Figur 6-6, betyder elsubstitutionen meget for især global opvarmning, mens bidragene i de andre påvirkningskategorier er begrænset. Metanproduktionen, og dermed elproduktionen, stiger relativt med ca. 25 %, som i absolutte tal svarer til ca. 6 mPE/ton forsorteret KOD. Der er altså den samme potentielle miljøbesparelse forbundet med øget biogasproduktion og introduktion af fjernvarmeproduktion.



Figur 6-6. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved antagelse af at 70 % af metanpotentiale udnyttes.

Som for den forudgående følsomhedsanalyse – fjernvarmeproduktion – er der kun en forsvindende lille påvirkning af de toksiske påvirkningskategorier ved øget metanproduktion (Figur 6-7).

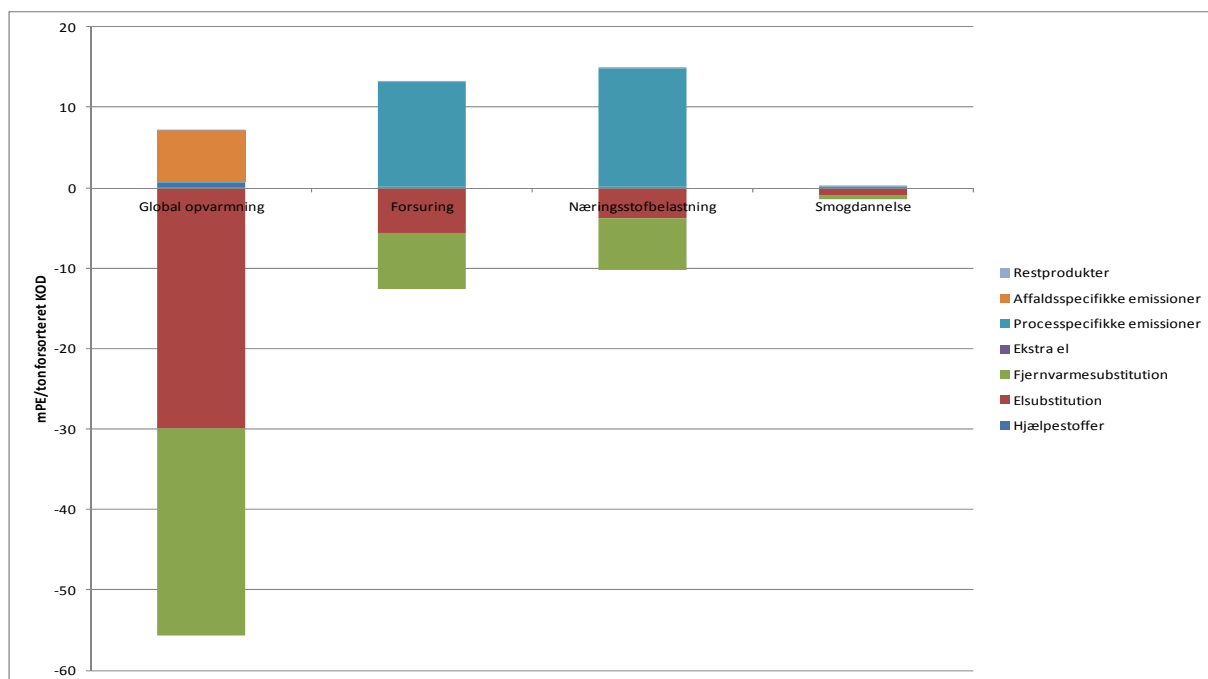


Figur 6-7. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved antagelse af at 70 % af metanpotentiale udnyttes.

6.2.3 Energirammebetingelser

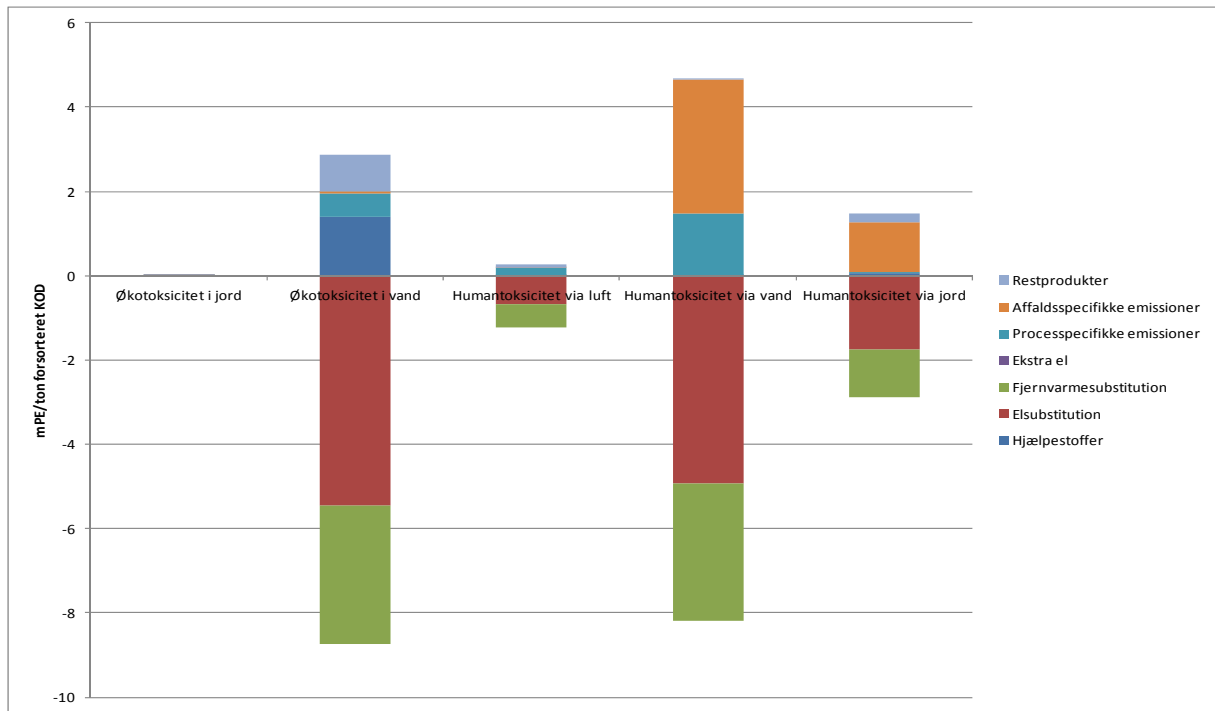
For at demonstrere betydningen af forbrændingsanlæggets geografiske placering blev der foretaget en følsomhedsanalyse med placering af forbrændingsanlægget uden for Københavnsområdet i et centralt kulfyret kraftvarmeværks fjernvarmeområde. Der blev i dette tilfælde benyttet EA-SEWASTE-modulet for Aarhus Forbrændingsanlæg fra 2006, men det er vigtigt at understrege, at der ikke er tale om en miljøvurdering af det nuværende Aarhus Forbrændingsanlæg. Anlægget er blot valgt som et eksempel på et forbrændingsanlæg, som ligger i et centralt kulfyret kraftvarmeværks fjernvarmeområde, i dette tilfælde Studstrupværket. Det ses af Figur 6-8, at de potentielle miljøbesparelser i kategorien ”global opvarmning” domineres af fjernvarmesubstitution og elsubstitution. Selvom fjernvarmeproduktionen energimæssigt set er mere end tre gange så stor som elproduktionen, resulterer den i omtrent samme størrelse miljøbesparelse som elproduktionen. Det skyldes som nævnt forholdene ved samproduktion af varme og elektricitet på de store centrale kulkraftværker.

Tilsammen giver el- og varmeproduktion en besparelse i denne kategori på ca.-55 mPE/ton forsorteret KOD. Dette er sammenligneligt med andre under miljøvurderinger, hvor affaldsforbrænding af dagrenovation indgår, når man tager i betragtning, at den nedre brændværdi af forsorteret KOD er 5,5 GJ/ton i forhold til ca. 10 GJ/ton dagrenovation.



Figur 6-8. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved forbrænding af forsorteret KOD på et forbrændingsanlæg uden for Københavnsområdet.

På Figur 6-9 ses de toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved forbrænding af sorteret KOD på et anlæg uden for Københavnsområdet. Det ses, at varmeproduktion også her har en væsentlig betydning for miljøprofilen, idet der er nettomiljøbesparelser i samtlige toksiske påvirkningskategorier.



Figur 6-9. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved forbrænding af sorteret KOD på et forbrændingsanlæg uden for Københavnsområdet.

7 Konklusioner

Der er i denne rapport foretaget en livscyklusbaseret miljøvurdering vha. LCA-modellen EASEWASTE af to behandlingsmetoder for kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). De to behandlingsmetoder, hvis potentielle miljøpåvirkninger blev sammenlignet, er hhv. biologisk behandling med produktion af biogas og kompost på BioVækstanlægget og affaldsforbrænding på Vestforbrænding. Modelleringen af BioVækstanlægget bygger på nye data fra et måleprogram udført i 2010-2011 af Solum A/S. I den forbindelse var det en indledende forudsætning for miljøvurderingen at fremstille en nyt EASEWASTE-modul, som beskriver BioVækstanlægget. På denne vis udgør nærværende rapport en opdatering af resultaterne i rapporten "LCA af dagrenovationssystemet i syv Nordsjællandske kommuner" fra 2008, som ligeledes modellerede behandling af KOD på BioVækstanlægget vha. et modul i EASEWASTE-databasen.

De potentielle miljøpåvirkninger, angivet som (milli)personækvivalenter (mPE), blev opgjort i tolv miljøpåvirkningskategorier (uden at der blev foretaget vægtning, dvs. der blev ikke taget stilling til, hvilke påvirkningskategorier, der har størst betydning for miljøet). Indledningsvis blev nettoresultaterne for de to behandlingsmetoder sammenlignet i samtlige miljøpåvirkningskategorier. Efterfølgende blev resultaterne splittet op på behandlingsmetodernes livscyklusfaser, herunder bl.a. energiforbrug på anlæg, emissioner på anlæg samt energisubstitution, for at klarlægge årsagerne til forskelle behandlingsmetoderne imellem.

Modelleringen af hovedscenarierne bygger på en række forudsætninger om BioVækstanlæggets miljøprofil - beregnet på grundlag af det udførte måleprogram - samt miljøprofilen for forbrændingsanlægget. Det viste sig dog, at bestemmelse af flere af især BioVækstanlæggets miljøparametre var forbundet med en vis usikkerhed, blandt andet pga. måletekniske problemer. Desuden pegede præliminære resultater på tiltag, som potentielt kunne forbedre BioVækstanlæggets miljøprofil. Der blev derfor udført en række følsomhedsanalyser for at belyse miljøvurderingens robusthed over for ændringer i væsentlige parametre samt mulighederne for at forbedre BioVækstanlægget.

Nedenfor fremdrages de vigtigste overordnede konklusioner baseret på den samlede opgørelse af potentielle miljøpåvirkninger i scenarierne. Derefter følger delkonklusioner for de enkelte miljøpåvirkningskategorier. Der afsluttes med de væsentligste konklusioner i forbindelse med følsomhedsanalyserne.

7.1 Hovedscenarier – overordnede konklusioner

- De potentielle miljøpåvirkninger ved behandling på BioVækstanlægget var -20, 37, 55, 54, 166 og 24 mPE per ton forsorteret KOD for hhv. drivhuseffekt, forsuring, næringsstofbelastning, humantoksicitet via vand, humantoksicitet via jord og ødelagte grundvandsressourcer. I de resterende seks påvirkningskategorier var de potentielle miljøpåvirkninger små, mindre end 5 mPE/ton.
- De potentielle miljøpåvirkninger ved behandling på Vestforbrænding var -12, 7, -35, og 14 mPE/ ton forsorteret KOD for hhv. drivhuseffekt, næringsstofbelastning, økotoksicitet i vand, humantoksicitet via vand og lagret økotoksicitet i vand. I de resterende otte påvirkningskategorier var de potentielle miljøpåvirkninger små, mindre end 5 mPE/ton.
- BioVækstanlægget var således miljømæssigt set bedre end forbrændingsanlægget i påvirkningskategorierne drivhuseffekt og lagret økotoksicitet i vand. I kategorierne forsuring, næringsstofbelastning, humantoksicitet via vand, humantoksicitet via jord, økotoksicitet i vand og ødelagte grundvandsressourcer var forbrændingsanlægget miljømæssigt bedre end biologisk behandling på BioVækstanlægget.
- Da rangordenen mellem de sammenlignede teknologier skifter for de undersøgte miljøpåvirkningskategorier, og der ikke anvendes vægtning i rapporten, kan man ikke på dette grundlag udtale sig endegyldigt om, hvilken teknologi, der overordnet set er miljømæssigt bedst. Det er derfor op til brugerne af denne rapport at tillægge de enkelte miljøpåvirkningskategorier en relativ betydning og på det grundlag vælge den mest hensigtsmæssige løsning.

7.2 Hovedscenarier – delkonklusioner for de enkelte miljøpåvirkningskategorier

- Mht. drivhuseffekt skyldes BioVækstanlæggets bedre miljøprofil i høj grad den større elproduktion fra biogassen i forhold til forbrændingsanlæggets energiproduktion, som til stor del består af fjernvarme. Det giver større miljøbesparelser at substituere **el**, og sammenholdt med de særlige fjernvarmeforhold i Københavnsområdets resulterer det i større besparelser på drivhuseffekten ved behandling af KOD på BioVækstanlægget.
- Biovækstanlægget har en relativ større miljøpåvirkning i kategorierne forsuring og næringsstofbelastning end forbrænding. Dette skyldes i høj grad emissioner af ammoniak fra

komposteringsprocessen, som både bidrager til forsurening og næringsstofbelastning. Mht. næringsstofbelastning bidrager overfladeafstrømning af nitrat fra udbragt kompost ligeledes.

- Behandling af KOD på Vestforbrænding resulterer (i modsætning ved behandling på BioVækstanlægget) i en miljøbesparelse i kategorien økotoksicitet i vand. Dette skyldes substitution af én delproces under fjernvarmeproduktionen, som er afhængig af brændselstypen på et varmekværk i Københavnsområdet; eventuelle ændringer forårsaget af brændselsvalg, er således ikke direkte under Vestforbrændings kontrol.
- Humantoksicitet via vand og humantoksicitet via jord udviser de numerisk set største netto-miljøpåvirkninger for behandling af KOD på BioVækstanlægget. Det skyldes tilstedeværelse af stoffer, herunder arsen, molybdæn og kviksølv, i udbragt kompost, som bl.a. stammer fra fejlsortering i forbindelse med kildesorteringen - det naturlige indhold af tungmetaller i organiske affaldsfraktioner spiller en mindre rolle. Det bør her understreges, at alle værdier holder sig inden for grænseværdierne for anvendelse af kompost.
- Behandling af KOD på BioVækstanlægget resulterer i potentielt ødelagte grundvandsressourcer i modsætning til affaldsforbrænding, som ikke har noget påvirkning i denne miljøpåvirkningskategori. Dette skyldes, at der ved anvendelse af kompost på landbrugsjord sker der en mineralisering af organisk kvælstof til nitrat, som under visse forhold siver ned til grundvandet og efterlader det potentielt ubrugeligt som drikkevand.
- Ved affaldsforbrænding efterlades slagge, som deponeres eller benyttes til vejbygning. I begge tilfælde forbliver tungmetaller og andre potentielt skadelige stoffer i slaggen, men med en risiko for senere spredning til miljøet efter miljøvurderingens tidshorisont. Dette modelleres vha. påvirkningskategorierne lagret økotoksicitet i jord og vand. BioVækstanlægget har ingen påvirkninger i denne påvirkningskategori, da intet deponeres.

7.3 Følsomhedsanalyser

- Overordnet set viste følsomhedsanalyserne, at miljøvurderingen er temmelig robust over for de undersøgte ændringer i forudsætningerne, idet rangordenen i de forskellige miljøpåvirkningskategorier kun ændrede sig i én kategori i forbindelse med en enkelt af følsomhedsanalyserne (forsuring i forbindelse med inddragelse af hele produktionsarealet under biofiltret). Det bør dog understreges, at flere af følsomhedsanalyserne medførte væsentlige ændringer i de potentielle miljøpåvirkninger uden direkte at ændre rangfølgen.

Muligheden for miljømæssige forbedringer af den biologiske behandling blev undersøgt vha. tre følsomhedsanalyser, der inkluderede fjernvarmeproduktion, inddragelse af hele produktionsarealet under biofiltret samt øgning af udnyttelsen af affaldets metanpotentiale.

- I hovedscenariene antoges det, at BioVækstanlægget ikke bidrager med eksport af fjernvarme, men udelukkende med elproduktion. Ved antagelse af at spildvarmen i stedet erstatter gennemsnitlig dansk fjernvarmeproduktion øgedes miljøbesparelsen en del mht. drivhuseffekt, og netto-miljøpåvirkningerne blev lidt mindre i kategorierne forsuring og næringsstofbelastning. Som nævnt er varmesubstitution væsentligt mindre fordelagtig per energienhed end elproduktion, og derfor var effekten relativ begrænset. I de resterende miljøpåvirkningskategorier var effekten af øget fjernvarmeproduktion minimal.
- Den ændring, som vil have potentiel størst positiv effekt på BioVækstanlægget, er at inddragelse af hele produktionsarealet under biofiltret. På den måde undgår man de relative store potentielle miljøpåvirkninger i kategorierne forsuring og næringsstofbelastning, som hovedsageligt skyldes ammoniakfordampning. Mht. forsuring ville BioVækstanlægget blive miljømæssigt bedre end affaldsforbrænding på Vestforbrænding, dvs. rangordenen i hovedscenariene ville skifte i denne kategori.
- I hovedscenariet udnyttedes ca. 56 % af affaldets metanpotentiale på BioVækstanlægget. For at undersøge råderummet for forbedringer blev der udført en følsomhedsanalyse med antagelse af en udnyttelse af metanpotentialet på 70 %. Dette havde en positiv indvirkning på besparelsen af drivhuseffekt, men udover det var effekterne små.

En række parametre kunne ikke bestemmes med sikkerhed vha. måleprogrammet, heriblandt det diffuse metantab fra BioVækstanlægget, emission af N_2O fra komposteringsprocesse samt hvor meget af ammoniaktabet, der sker hhv. i procesmodulern og i fri luft. Der blev derfor udført følsomhedsanalyser med ændringer i disse parametre.

- Det diffuse metantab fra BioVækstanlægget, dvs. tab gennem utætheder af rør samt ved reparation og nedbrud af biogasmotor, kan ikke måles direkte. For at undersøge effekten af denne parameter blev tabet sat til 3 % af metanproduktionen. Effekten begrænsede sig til drivhuseffekten, som udviste en marginalt mindre besparelse, som følge af øget metanemission.
- På tilsvarende måde kan emission af N_2O under komposteringsprocessen heller ikke kvantificeres præcis uden meget omfattende målinger, som ligger uden for rækkevidde af det anvendte måleprogram. Det blev derfor antaget, at emissionen var 3 % i stedet for 1,1 % af det samlede kvælstoftab underkomposteringsprocessen. Effekten var en yderligere formindskelse af besparelsen mht. drivhuseffekt, men BioVækstanlægget var stadig bedre end Vestforbrænding i denne kategori.

- Den måske mest usikre parameter ved modellering af BioVækstanlægget er det samlede NH_3 -tab fra komposteringsprocessen. Som set ovenfor havde udstrækning af biofiltret til at omfatte hele produktionsområdet en stor positiv effekt. Modsat vil yderligere ammoniakemission have en negativ indflydelse, hvilket blev undersøgt ved at antage at kun 50 % af ammoniakfordampningen blev fanget i biofiltret. Dette resulterede i væsentlige forringelser mht. forsurening og næringsstofbelastning.

Rammebetingelserne for affaldsforbrænding i Københavnsområdet har væsentlig betydning for miljøvurderingens resultater, og for at illustrere dette blev der udført en følsomhedsanalyse med affaldsforbrænding af KOD modeleret på et forbrændingsanlæg beliggende i et centralt kulfyret kraftvarmeværks fjernvarmeområde. Tilsvarende har jordbundsforhold betydning for effekterne af kompostudbringning, selv om det ikke er direkte underlagt BioVækstanlæggets indflydelse, hvorfor der blev udført en følsomhedsanalyse med udbringning på sandjord i stedet for lerjord.

- Til brug for sammenligning med Vestforbrænding blev der derfor modelleret en alternativ beliggenhed af forbrændingsalternativet i et centralt kulfyret kraftvarmeværks fjernvarmeområde. Pga. af de ændrede rammebetingelser for afsætning af fjernvarme blev besparelsen mht. drivhuseffekt væsentlig større og overgik endda det bedste BioVækstscenarie.
- Jordbundsforholdene ved anvendelse af kompost på landbrugsjord har betydning for miljøvurderingen. Det blev antaget i hovedscenariet, at der var tale om lerjord, men anvendelse på sandjord blev modelleret i et følsomhedsscenario. Pga. øget nedsivning var effekten stor i kategorien ødelagte grundvandsressourcer, hvor nettobelastningen mere end fordobledes. På den anden side faldt nettobelastningen tilsvarende mht. næringsstofbelastning pga. mindre overfladeafstrømning af nitrat fra komposten.

8 Referencer

- Bruun, S., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Magid, J., & Jensen, L.S. (2006) Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land – a scenario analysis. *Environmental Modeling and Assessment*, 11, 251–265.
- Chung, Y. (2007) Evaluation of gas removal and bacterial community diversity in a biofilter developed to treat composting exhaust gases. *Journal of Hazardous Materials* 144 (2007) 377–385
- Davidsson, Å., Gruvberger, C., Christensen, T.H., Hansen, T.L. & Jansen, J.L.C. (2007) Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, 27: 406-414.
- Ea-Energianalyse (2010) Affaldsvarme i hovedstadsområdet, data til EASEWASTE. Notat til Vestforbrænding.
- Ekvall, T. & Weidema, B. (2004): System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis, *International Journal of LCA*, 9 (3), 161 – 171.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 4: Biological Treatment of Solid Waste.
- Kjellberg, K., Carlsbæk, M., Lillelund, J., Brøgger, M., Henriksen, k. & Poulsen, T. (2005) Kombineret bioforgasning og kompostering af kildesorteret organisk dagrenovation i batch-anlæg. Miljøprojekt nr. 1002. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
- Kirkeby, J.T., Birgisdóttir, H., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Bhander, G.S. & Hauschild, M.Z. (2006): Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management and Research* 24: 3-15.
- Martinez, V., Tonini, D. & Astrup, T. (2011) LCA of selected MSW management scenarios for Amagerforbrænding related to the REnescience process. Fortrolig rapport.
- Møller J. og Christensen, T.H. (2007) LCA af dagrenovationssystemet i 7 nordsjællandske kommuner. Rapport til Vestforbrænding.
- Møller, J., Fruergaard, T., Riber, C., Astrup, T. & Christensen, T.H. (2008). Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer. Rapport til *affald danmark*.
- Møller, J., Clavreul, J. & Christensen, T.H. (2010) LCA-screening af ressourcescenarier i Vestforbrændings område. 111 p. Rapport til Vestforbrænding

- Nielsen, M. and Illerup, J.B (2006) Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Danmarks Miljøundersøgelser. 116 s. –Faglig rapport fra DMU nr. 442. (In Danish, with an English summary).
- Rambøll (2010) Risici og muligheder ved forøgelse af dampparametre på et fremtidigt forbrændingsanlæg i Høje Taastrup miljøpark. Notat til Vestforbrænding.
- Petersen, C. (2011) Kvaliteten af indsamlet bioaffald. Rapport for Vestforbrænding.
- Petersen, C. (2008) Storskrald i København og på Frederiksberg.
- Petersen, C. (1998) Kortlægning og vurdering af storskrald. Miljøprojekt nr. 426. Miljø- og Energiministeriet 1998.
- Petersen, C & Jørgensen (2004) Storskraldsordninger – øget genbrug og genanvendelse. Miljøprojekt nr. 894, Miljøministeriet 2004.
- Petersen, C & Domela, A. (2003) Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemme-kompostering. Miljøprojekt nr. 868, Miljøministeriet 2003
- Riber, C., Petersen, C. & Christensen, T.H. (2009) Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management* 29: 1251-1257.
- Weidema, B., Frees, N. & Nielsen, A-M. (1999): Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories, *International Journal of LCA*, 4 (1), 48 – 56.
- Wenzel, H., Hauschild M.Z. & Alting, L. (1997): *Environmental assessment of products. Vol. 1 - Methodology, tools, techniques and case studies in product development*. Chapman & Hall, London.

BioVækst dagrenovationskompost: garantiparametre

Gældende for 1. december 2010 – 31. juli 2011

Tungmetaller – alle prøver overholder gældende grænseværdier: ja: ☒ nej:

Indhold i mg/kg tørstof		Komposten, middelværdi	Grænseværdi
Cadmium	(Cd)	0,7	0,8
Bly	(Pb)	29,8	120 (60 ¹)
Kviksølv	(Hg)	0,1	0,8
Nikkel	(Ni)	13,2	30
Arsen ¹	(As)	6	25 ¹
Crom	(Cr)	16	100
Zink	(Zn)	322	4000
Kobber	(Cu)	154	1000

1) Særlige grænseværdier ved brug i private haver.

Hygiejniseringsgrad

Stabilisering/kompostering: Kontrolleret kompostering: ☒ Kontrolleret hygiejnisering:

jævnfor bilag 3 i Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 1650 af 13. dec. 2006.

Miljøfremmede stoffer - overholder gældende grænseværdier: ja: ☒ nej:

Indhold i mg/kg tørstof		Komposten ²⁾	Grænseværdi
DEHP	(bl.a. blodgørere i pvc-plast)	4,1	50
LAS	(vaske- og overfladeaktive stoffer)	< 50	1300
NPE	(overfladeaktive stoffer, emulgatorer)	1,6	10
PAH	(bl.a. fra ufuldstændig forbrænding)	1,2	3

2) Resultat fra 1 samleprøve (dato 03/8-09, reg.nr. A21852) ud fra prøverne nævnt nedenfor. Krav om analyse af 1 prøve årligt.

Oplysning om opbevaring hos bruger:

Komposten kan opbevares i markstakke på brugers virksomhed. Den opbevarede mængde skal kunne anvendes i den indeværende og kommende planperiode til gødskningsformål på jordbrugsbedriften.

Markstakkene skal være overdækkede, så vand ikke kan trænge ind i stakkene, og placeringen skal følge reglerne i Miljøministeriets bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage mv. Markstakkene kan f.eks. være overdækkede med vandskyende fiberdug (evt. suppleret med presenning på toppen) eller som roekuledækning med halmmåtter og presenning. Stakkene bør max. være 2 m høje og 3 m brede, og overdækning i siderne skal tillade luftgennemtrængning for at undgå iltmangel og lugt i komposten.

Midlertidig oplagring i marken i forbindelse med omladning af komposten fra transportvogn til spredningsmateriale kan tillades, når komposten ikke giver anledning til grund-eller overfladevandsforurening. Den midlertidige oplagring bør ikke strække sig ud over 14 dage.

Prøvetagning og kvalitetskontrol

Dato for prøvetagning: Juni-09 (reg.nr. A09465, August-09 (reg.nr. A21852), Oktober-09 (reg.nr. A30974), August-10 (reg.nr. A90856) og Oktober-10 (reg.nr. C16270).

Prøver er udtaget af ekstern prøvetager og jævnfor Plantedirektoratets forskrift. Detaljeret procedure for intern kvalitetskontrol samt ekstern laboratoriums analyserapporter kan rekvireres.

S:\Organisation\Administration\Bio Vækst A.S\Produkter\KOD kompost\Afsætning og deklarationer\2010\BioVækst KOD-kompost deklaration dec 2010 - jul 2011.doc